



NIBIO

NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

Tiltak for å redusere ammoniakkutslepp frå jordbruket

NIBIO RAPPORT | VOL. 5 | NR. 160 | 2019



Synnøve Rivedal¹, Anne Strøm Prestvik², Anders Aune¹, Sissel Hansen³, John Morken⁴

¹NIBIO avdeling Fôr og husdyr, ²NIBIO avdeling Økonomi og Samfunn, ³NORSØK ⁴NMBU

TITTEL/TITLE

Tiltak for å redusere ammoniakkutslepp frå jordbruket

FORFATTER(E)/AUTHOR(S)

Synnøve Rivedal, Anne Strøm Prestvik, Anders Aune, Sissel Hansen, John Morken.

DATO/DATE:	RAPPORT NR./ REPORT NO.:	TILGJENGELIGHET/AVAILABILITY:	PROSJEKTNR./PROJECT NO.:	SAKSNR./ARCHIVE NO.:
18.12.2019	5/160/2019	Åpen	51256	19/00821
ISBN:	ISSN:	ANTALL SIDER/ NO. OF PAGES:	ANTALL VEDLEGG/ NO. OF APPENDICES:	
978-82-17-02460-6	2464-1162	77	2	

OPPDRAAGSGIVER/EMPLOYER:

Miljødirektoratet og Landbruksdirektoratet

KONTAKTPERSON/CONTACT PERSON:

Ingunn Lindemann

STIKKORD/KEYWORDS:

Kostnader, husdyrgjødsel, mineralgjødsel, nitrogen, lystgass, metan.

Costs, manure, fertilizer, nitrogen, nitrous oxide, methane.

FAGOMRÅDE/FIELD OF WORK:

Jordbruk, miljø, klima, økonomi

Agriculture, environment, climate, economy

SAMMENDRAG/SUMMARY:

Rapporten estimerer potensialet for ammoniakkreduksjon av tiltak knytt til husdyrgjødsel og mineralgjødsel, og dei samfunns- og privatøkonomiske kostnadane ved innføring av tiltaka. Reduksjon av lystgass- og metanutslepp som følge av ammoniakkreduserande tiltak er også estimert. Ulike tiltak knytt til spreining av husdyrgjødsel på eng har størst potensial for ammoniakkreduksjon. Utvida samandrag finn ein på side 5.

LAND/COUNTRY:

Norge

GODKJENT /APPROVED



MATS HÖGLIND

PROSJEKTLEDER /PROJECT LEADER



LILLIAN ØYGARDEN



NIBIO

NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

Føreord

Denne rapporten er utarbeidd på oppdrag av Miljødirektoratet (MDir), avtalenummer 19087126. LMD har også bidrege til utgreiinga ved tildeling til NIBIO: « Statsbudsjettet 2019 - Supplerende tildelingsbrev 02.04.2019 til Norsk institutt for bioøkonomi - Utredning av tiltak for reduserte utslipp av ammoniakk fra husdyrgjødsel». Bakgrunnen for oppdraget er at Norge har større ammoniakkutslipp enn forpliktingane gjennom Gøteborgprotokollen og NEC-direktivet. Mdir og Ldir har i felleskap fått i oppdrag å gjennomføre ei tiltaksanalyse for betre nitrogenutnytting og lågare ammoniakkutslipp frå jordbruket. Denne rapporten gjev ei samla vurdering av utgreiinga finansiert gjennom Miljødirektoratet og Landbruks- og Matdepartementet.

Arbeidet i rapporten er gjennomført som eit samarbeid mellom NIBIO, NORSØK og NMBU. Lillian Øygarden (NIBIO) sette i gang prosjektet og har hatt det administrative ansvaret. Synnøve Rivedal (NIBIO) har vore fagleg ansvarleg, og gjort utrekningar av utsleppsreduksjonar frå husdyrgjødsel og mineralgjødsel. Anne Strøm Prestvik (NIBIO) har hatt ansvar for dei økonomiske utrekningane av kostnader ved å gjennomføre ammoniakkreduserande tiltak. Anders Aune (NIBIO) har gjort vurderingane om føring (kapittel 5.1). Sissel Hansen (NORSØK) har undersøkt skorpedanning på storfegjødsel (vedlegg 1) og separat lagring (vedlegg 2) av husdyrgjødsel gjennom litteraturstudie. John Morken (NMBU) har gjort vurderingar av forhold rundt ammoniakkutslipp i fjøs og lager for fjørfegjødsel (kapittel 5.2.3). Eva Solbjørg Flo Heggem (NIBIO) har gjort utplukk i AR5. Sissel Hansen og John Morken gjennomgått rapporten og kvalitetssikra det dei ikkje har skrive sjølve. Inger Johanne Karlengen (Norgesfôr, tidlegare NMBU) har gjennomgått delen om føring av storfe og Agnar Hegrenes (NIBIO) kvalitetssikra økonomidelen. Forfattarane har ulikt skriftspråk, og ein finn derfor ei blanding av nynorsk og bokmål i rapporten.

Fureneset, 18.12.19

Synnøve Rivedal

Innhold

1 Samandrag.....	5
2 Innleiing	9
3 Material og metode.....	10
3.1 Kostnadsberegninger.....	12
4 Tiltak for reduserte utslepp av ammoniakk (NH ₃) frå mineralgjødse.....	13
4.1 Innleiing.....	13
4.2 Rapportering av ammoniakkutslepp	13
4.3 Bruk av utsleppsfaktorar for ulike norske gjødselslag.....	15
4.3.1 Utslepp av lystgass (N ₂ O)	18
4.3.2 Nedmolding av gjødse til korn, potet og grønnsaker	18
4.4 Tiltak for å redusere ammoniakkutslepp.....	18
4.4.1 Ureabasert gjødse	18
4.4.2 Ammoniumsulfat-, fosfat- og nitratbasert gjødse.....	19
5 Tiltak for reduserte utslepp av ammoniakk (NH ₃) frå husdyrgjødsel.....	22
5.1 Tiltak i føringen for å redusere nitrogenutskillelsen i gjødse	22
5.1.1 Fordeling mellom husdyrslag	22
5.1.2 Nitrogenutskillelse	22
5.1.3 Muligheter ved optimalisering av fòrrasjonen.....	24
5.1.4 Mulige tiltak	26
5.2 Husdyrrom	28
5.2.1 Storfe.....	28
5.2.2 Svin	33
5.2.3 Fjørfe	37
5.3 Lagring	39
5.3.1 Storfe- og svinegjødsel	39
5.4 Spreiing av husdyrgjødsel	43
5.4.1 Tiltak i kategori 1 for spreiing av blautgjødse/gylle	44
5.4.2 Tiltak åker.....	51
5.4.3 Tilskudd til miljøvennlige spredemetoder.....	53
6 Potensiale for reduksjon av ammoniakkutslepp frå jordbruket	56
6.1 Spreiing av husdyrgjødsel på eng	57
6.2 Spreiing av husdyrgjødsel på åker	59
6.3 Auka beiting for mjølkekyr	60
6.4 Optimalisering og intensivering i storfeproduksjonen	60
6.5 Tiltak i fjøs og under lagring av husdyrgjødsel.....	60
6.6 Mineralgjødse.....	61
6.7 Ammoniakkreduserande potensiale for dei mest aktuelle tiltaka	62
Litteratur	64
Vedlegg.....	66

1 Samandrag

Denne rapporten er utarbeidd på oppdrag av Miljødirektoratet (MDir) og Landbruksdirektoratet (Ldir). Bakgrunnen for oppdraget er at Norge har større ammoniakkutslepp enn forpliktingane gjennom Gøteborgprotokollen og NEC-direktivet. Norske utslepp av ammoniakk (NH_3) var i 2017 estimert til 33 400 tonn, og 95% av utsleppa stamma frå jordbruket. I følge Gøteborgprotokollen er Norge forplikta til å redusere ammoniakkutsleppa med 8 prosent av utsleppa i 2005 innan 2020. I 2005 var ammoniakkutsleppa 34 200 tonn, og ein reduksjon til 31 400 tonn er dermed nødvendig for å oppnå forpliktingane. I forhold til utsleppa i 2017 må dermed ammoniakkutsleppa reduserast med 2000 tonn NH_3 . Målet med oppdraget var å finne dei tiltaka innanfor handtering av husdyrgjødsel og mineralgjødsel som gjev mest mogleg kostnadseffektiv utsleppsreduksjon av ammoniakk. I tillegg skulle verknad på utslepp av lystgass (N_2O) og metan (CH_4) som følge av ammoniakktiltaka estimerast.

Val av aktuelle tiltak for reduksjon av ammoniakkutslepp frå husdyrgjødsel og mineralgjødsel er gjort med bakgrunn i rettleiaren “Options for Ammonia Mitigation– guidance from the UNECE Task Force on Reactive Nitrogen” (Bittmann et al. 2014). Vi har sett nærmare på tiltak innanfor kategori 1 (tiltak som er godt dokumenterte og kan kvantifiserast) og 2 (lovande tiltak, men som er vanskelege å kvantifisere) som er mest aktuelle under norske forhold. I tillegg har vi sett på tiltak som er spesielt spurt etter i oppdraget. Når det gjeld mineralgjødsel har vi estimert effekten av å byte ut urea med OPTI-KAS, byte ut 50% av Fullgjødsel 25-2-6 med OPTI-NS og å redusere nitrogen (N)-gjødslinga med 10%. Innanfor husdyrgjødseltiltak har vi undersøkt redusert proteinføring til mjølkeku, redusert framføringstid for slakteoksar og påsettkviger, auka beitetid for mjølkeku, luftreinsing i husdyrrom, tak/dekke på opne lager og tiltak ved spreiring av husdyrgjødsel på åker (nedmolding og stripespreiring) og eng (stripespreiring, vassinnblanding, syretilsetting).

Effekten av husdyrgjødseltiltaka på utslepp av ammoniakk og lystgass (N_2O) er estimert ved hjelp av «Nitrogenmodellen for husdyrgjødsel» som blir brukt i den nasjonale utsleppsrekneskapsen (Carbon Limits 2018). Endringar i metanutslepp som følge av ammoniakkreduserande tiltak er estimert ved hjelp av «Metanmodellen for husdyrgjødsel» som er under utvikling, og framover skal brukast i den norske utsleppsrekneskapsen. Aktivitetsdata er henta frå SSB si gjødselundersøking i 2018. Tiltakskostnad er rekna utfrå nødvendige investeringar og meirkostnader for å gjennomføre tiltaket, med netto nåverdimetoden. Verdien av reduserte klimagassutslepp er trekt frå i samfunnsøkonomisk kostnad. Jordbruksbedriftene kan få tilskott for å gjennomføre blant anna bruk av stripespreiar, men fordi desse varierer en god del frå region til region, er tilskott ikkje tatt med i privatøkonomisk kostnad, men vurdert i eit eige avsnitt.

Mineralgjødseltiltak

I Norge er bruken av urea svært liten, og dermed blir effekten av å byte ut urea med eit anna nitrogengjødselslag minimal. Utrekningane våre viser at eit skifte til OPTI-KAS gjev ein ammoniakkreduksjon på 9 tonn NH_3 /år. Reduksjonen i ammoniakkutslepp ved å skifte ut 50% av Fullgjødsel 25-2-6 med OPTI-NS er rekna til 88 tonn NH_3 /år. Ein føresetnad for tiltaket er jamn fordeling av husdyrgjødsel. Gjødselundersøkinga 2018 viste at det var ein forholdsvis stor andel av etablert eng som ikkje fekk tilført husdyrgjødsel. Det verkar derfor lite realistisk med eit slikt skifte av mineralgjødselslag. 10% reduksjon i bruken av mineralgjødsel-N er rekna til å gje ein ammoniakkreduksjon på 162 tonn/år. Dette gjev ein reduksjon i lystgassutslepp indirekte frå NH_3 på 2,1 tonn N_2O /år. I tillegg kjem reduksjonen av direkte lystgassutslepp og av andre indirekte lystgassutslepp (avrenning og NO_x) som tilsaman blir 194 tonn N_2O /år. Ved innføring av spreietiltak for husdyrgjødsel kan ein redusere gjødslinga med mineralgjødsel med rundt 5% utan at total tilførsel

av nitrogen til planteproduksjonen blir redusert. Dette er gjerne det mest realistiske nivået for reduksjon i bruken av mineralgjødslenitrogen.

Nedmolding av nitrogengjødsel reduserer ammoniakktapet. Eit grovt estimat er at rundt 80, 95 og 60% av N-gjødsel til høvesvis korn, potet og grønnsaker blir nedmolda. Denne praksisen bør implementerast i utsleppsrekneskapen.

Spreietiltak for husdyrgjødsel

Utrekningane viser at det er størst potensiale for reduksjon av ammoniakkutslepp ved å innføre tiltak ved spreieing av husdyrgjødsel på eng. I dag blir 15% av husdyrgjødsel til eng spreidd ved hjelp av stripespreiar, og 22% er iblanda vatn i forholdet 1:1 eller meir. Maksimalt potensiale for andel gjødsel som kan spreast med stripespreiar (nedlegging) reknar vi å vere all blautgjødsel som blir spreidd på fulldyrka og overflatedyrka eng. Dersom 70% av den aktuelle gjødsla blir spreidd med stripespreiar i kombinasjon med iblanding av vatn i forholdet 1:1 eller meir, blir ammoniakkreduksjonen rundt 3600 tonn NH_3 /år (om lag 11 % av det totale norske ammoniakkutsleppet i 2017). Det gjev i tillegg ein reduksjon i indirekte lystgassutslepp frå NH_3 på 46 tonn N_2O /år (om lag 0,6% av det totale norske lystgassutsleppet i 2017). På grunn av vassinnblandinga snakkar vi i praksis om tilførsel av gjødsla med slepeslange, men fordi kostnaden av overgang til slepeslange vil variere svært mykje frå gardsbruk til gardsbruk er kostnadsoverslaget basert på overgang frå breispreieing til stripespreieing, og auka innblanding av vatn. Samfunnsøkonomisk kostnad med tiltaket er rekna til rundt kr 21 700 per tonn NH_3 redusert, medan privatøkonomisk kostnad er kr 28 500 per tonn. Det blir i dag gitt tilskott til spreieing med stripespreiar, men fordi det er regionale skilnader i storleik og vilkår, er tilskottet ikkje tatt med i privatøkonomisk kostnad.

På areal der det ikkje er praktisk å bruke slepeslange er tankvogn med stripespreiar i kombinasjon med syretilsetjing aktuelt. Dersom dei resterande 30% av aktuell husdyrgjødselmengde til eng blir spreidd på denne måten, blir ammoniakkreduksjonen rundt 2100 tonn NH_3 /år og reduksjonen i indirekte lystgassutslepp frå NH_3 rundt 27 tonn N_2O /år. Tiltaket er relativt kostnadseffektivt samanlikna med spreieing med stripespreiar og auka vassinnhald. Samfunnsøkonomisk kostnad med tiltaket er rekna til rundt kr 16 000 per tonn NH_3 redusert, medan den privatøkonomiske kostnaden er kr 31 100 per tonn. Vi vurderer at dette tiltaket har forholdsvis stor barriere for gjennomføring på grunn av at teknologien er lite kjend i Norge, og at handtering av sterk syre vil gi auka risiko for negative verknader på helse, miljø og sikkerheit.

Når det gjeld spreietiltak i åker er det auka andel av nedmolda gjødsel som har størst potensial for ammoniakkreduksjon. I dag blir 11% av husdyrgjødsel nedmolda innan ein time, medan 23% ikkje blir nedmolda før etter 12 timar. Dersom praksisen med sein nedmolding opphøyrer og 34% av gjødsla blir nedmolda innan 1 time, blir ammoniakkreduksjonen 560 tonn NH_3 /år og det indirekte lystgassutsleppet frå NH_3 redusert med 7,2 tonn N_2O /år. Samfunnsøkonomisk kostnad er rekna til rundt 2 600 kr per tonn ammoniakk redusert, men den privatøkonomiske kostnaden er mykje høgare, kr 26 500 per tonn. I regionar med tilskott til rask nedmolding, vil tilskottet kunne dekke heile eller delar av den privatøkonomiske kostnaden, men maskin- og arbeidskapasitet kan vere like viktige barrierer for dette tiltaket som kostnad.

Spreietiltaka for husdyrgjødsel vil gje store investeringskostnader og auka kostnader ved spreieing. Innføring av tiltaka vil medføre auka leigekøyning og nabosamarbeid. Aktuelle verkemiddel for spreietiltak for husdyrgjødsel er auka tilskot til miljøvenleg spreieing, innføre investeringstilskot, auka pris på mineralgjødsl-N og innføring av krav om miljøvenleg spreieing.

Totalt redusert ammoniakktap frå spreieing av husdyrgjødsel fører til eit redusert behov for innkjøpt mineralgjødsl-N på over 5100 tonn/år. Dette gjev ein ytterlegare reduksjon i ammoniakkutsleppet på 290 tonn NH_3 /år, og ein reduksjon i direkte og indirekte lystgassutslepp på rundt 100 tonn N_2O /år.

Beiting og optimalisering i storfeproduksjonen

Auka beiting for mjølkekyr ved at andel av gjødsla som blir lagt frå seg på beite aukar frå 16 til 25% reduserer ammoniakkutsleppa med 800 tonn, men lystgassutsleppa aukar med 23 tonn. I retningslinjene for utrekning av klimagassutslepp som Norge brukar (IPCC 2006) er utsleppsfaktoren for direkte lystgassutslepp 2% for husdyrgjødsel-N lagt på beite av storfe, medan utsleppsfaktoren er 1% for husdyrgjødsel-N tilført jordbruksareal som gjødsl. I nye retningslinjer frå IPCC (2019) er det ikkje skilnad i denne utsleppsfaktoren i vått klima, men det er usikkert når nye retningslinjer blir tatt i bruk i Norge. Metanutsleppet frå husdyrgjødsel blir redusert med 470 tonn. Tiltaket er ikkje kostnadsrekna, men det kan innebere ein del ekstraarbeid. Det er ein del barrierer for å gjennomføre tiltaket. Vi har forholdsvis kort beitesesong i Norge, delar av landet har store nedbørsmengder og jord som er utsett for trakkskadar, og overgang til mjølkerobot krev eigna beite nær fjøsen. Auka bruk av utmarksbeite er positivt både for gjennomføringsevne og for å oppnå effekt av tiltaket. Aktuelt verkemiddel for gjennomføring er å styrke tilskotet til beiting på innmark og utmark. Prisforholdet mellom kraftfôr og grovfôr/beite er også avgjerande for kor lønnsomt det er å utnytte beiteresursane.

Optimalisering i storfeproduksjonen ved å redusere proteininnhaldet i fôr til mjølkeku og framføringstid for kvige til påsett og okse til slakt reduserer ammoniakkutsleppet med 800 tonn NH_3 /år og lystgassutsleppet med 68 tonn N_2O /år. Det er størst potensiale i å redusere proteinfôringa til ku, men det er knytt ein del usikkerheit til korleis reduksjonen vil påverke mjølkeytinga. Tiltaket er ikkje kostnadsrekna, men kan innebere ein viss kostnadsreduksjon. Aktuelle verkemiddel er kompetanseheevande tiltak og auka pris på protein i kraftfôr.

Utsleppsreduksjon frå dei mest aktuelle tiltaka

Total utsleppsreduksjon i 2030 frå dei mest aktuelle spreietiltaka, auka beiting og optimalisering i storfeproduksjonen er rekna til over 8000 tonn NH_3 , 226 tonn N_2O og 470 tonn CH_4 frå gjødsl. Total reduksjon i CO_2 -ekvivalentar er rekna til over 78 000 tonn/år. På grunn av ulike barrierer knytt til gjennomføring av tiltaka er det meir realistisk å tenke seg ein reduksjon på rundt 5000 tonn NH_3 /år. Dette tilsvarar ein reduksjon på 15% av dei totale norske NH_3 -utsleppa i 2017, som då var på 33 400 tonn. I utrekningane har vi sett 2021 som det første året med effekt av tiltaka, sidan første året med nye verkemiddel ikkje kan blir før i 2020. Det er dermed ikkje mogleg å redusere ammoniakkutsleppa med 2000 tonn NH_3 innan år 2020.

Tiltak i husdyrrom og lager

Tiltak som reduserer ammoniakkutsleppet i husdyrrom og lager har store kostnader. Dersom det ikkje også blir innført tiltak under spreing blir effekten av tiltaka kraftig redusert fordi ei større mengde nitrogen er tilgjengeleg for tap under spreing. Det er dermed vesentleg at det blir tatt i bruk ammoniakkreduserande tiltak knytt til spreing av husdyrgjødsel, før ein innfører tiltak i lager og husdyrrom. For å sikre seg størst mogleg effekt av verkemiddel, kan det vere aktuelt på prioritere lagertiltak på dei bruka som allereie har tatt i bruk miljøvennlege spreimetodar.

Det er dessutan knytt stor usikkerheit til utsleppsfaktorar og aktivitetsdata for husdyrrom og lager, blant anna på grunn av at vi ikkje har norsk datagrunnlag. Vi brukar europeiske utsleppsfaktorar med ein del tilpassingar til norske forhold, og aktivitetsdata frå gjødslundersøkingar som ikkje alltid er detaljerte nok. Før tiltak blir sette inn bør det gjennomførast ei betre kartlegging av fjøstypar, og iverksettast eit måleprogram for ammoniakkutslepp i dei mest vanlege fjøstypane og lager innanfor ulike dyreslag. Ein gjennomgang av nitrogen- og metanmodellen bør også gjennomførast. Her tenker vi særleg på skorpedanning på husdyrgjødsel ved open forbindelse mellom husdyrrom og gjødslkjellar, og verknad på utslepp av ammoniakk, lystgass og metan. I tillegg må ein vurdere utsleppsfaktorane for desse gassane for ulike typar tak og dekke på ulike gjødslstypar (sjå vedlegg 1).

Effekt på klimagassutslepp

Ved innføring av tak på opne lager for storfe gjødsel vil ein mest sannsynleg få auka lystgassutslepp og reduserte metanutslepp, men dette fangar ikkje ammoniakkmodellen eller metanmodellen opp. Det reduserte metanutsleppet vil vere større enn det auka lystgassutsleppet, slik at tiltaket totalt sett vil redusere klimagassutsleppa. Grisegjødsel dannar ikkje skorpe, så her er det rett at lystgassutsleppa ikkje aukar ved innføring av tak. Utrekning ved hjelp av metanmodellen førte til ein reduksjon i metanutslepp ved innføring av tak på opne lager for grisegjødsel. Dette kan ikkje stemme sidan det kun er eit porøst dekke av til dømes halm der metan kan bli oksidert, som kan redusere metanutsleppet.

Størst effekt på klimagassutslepp får ein ved å redusere forbruket av mineralgjødsel-N som følgje av reduserte ammoniakkutslepp frå miljøvennlege spreiemetodar for husdyrgjødsel. Denne effekten vil bli forsterka etter nye retningslinjer frå IPCC (2019) der utsleppsfaktoren for mineralgjødsel-N blir større enn utsleppsfaktoren for husdyrgjødsel-N, i vått klima. Tiltak som fører til at det blir mindre mengde nitrogen i husdyrgjødsel (til dømes redusert proteinføring) er effektivt både for utslepp av ammoniakk og lystgass.

2 Innleiing

Norske utslepp av ammoniakk (NH_3) var i 2017 estimert til 33 400 tonn, og 95% av utsleppa stamma frå jordbruket. I følge Gøteborgprotokollen er Norge forplikta til å redusere ammoniakkutsleppa med 8 prosent av utsleppa i 2005 innan 2020. I 2005 var ammoniakkutsleppa 34 200 tonn og ein reduksjon til 31 400 tonn er dermed nødvendig for å oppnå forpliktingane. I forhold til utsleppa i 2017 er det dermed nødvendig med ein reduksjon på 2000 tonn NH_3 . I den norske utsleppsrekneskapen gjev spreining av alle typar husdyrgjødsel eit ammoniakkutslepp på om lag 13 400 tonn, medan utsleppet frå husdyrrom og lager er på rundt 12 000 tonn. Ammoniakkutsleppet frå spreining av mineralgjødsel er rekna til i overkant av 4000 tonn, og frå beitedyr i underkant av 1400 tonn. I 2018 vart ein ny modell utvikla av Carbon Limits for utrekning av ammoniakkutslepp frå husdyrgjødsel tatt i bruk i Norge (Miljødirektoratet 2018). Modellen estimerer eit høgare utslepp frå husdyrrom, lager og beitedyr og eit lågare utslepp frå spreining av husdyrgjødsel i forhold til den gamle modellen. Dei nye utsleppstala er meir på linje med det som blir rapportert i andre europeiske land.

Tabell 2.1. Norske ammoniakkutslepp frå ulike kjelder i jordbruket rapportert i 2017 (Kjelde: Annex 1 til NIR Norway 2019).

Kjelde	Ammoniakkutslepp 2017 (tonn NH_3)
Mineralgjødsel	4049
<i>Husdyrrom og lager</i>	
Mjølkeku	3949
Andre storfe	3829
Sau	1108
Svin	1381
Geit	101
Hest	489
Verpehøns	630
Kylling	284
Anna fjørfe	106
Andre dyr	87
<i>Totalt husdyrrom og lager</i>	<i>11964</i>
Spreiing av husdyrgjødsel	13369
Beitedyr	1368
Spreiing av slam	423
Anna organisk gjødsel	139
Halmbehandling	108
Anna	301
<i>Totalt jordbruk</i>	<i>31721</i>

Målet med oppdraget var å finne dei tiltaka innanfor handtering av husdyrgjødsel og mineralgjødsel som gjev mest mogleg kostnadseffektiv reduksjon av ammoniakkutslepp. I tillegg skulle verknad på lystgass- og metanutslepp som følge av ammoniakktiltaka estimerast. Tiltak som har hovudeffekt på metanutslepp, som til dømes biogass, skulle ikkje inkluderast i oppdraget.

3 Material og metode

Val av aktuelle tiltak for reduksjon av ammoniakkutslepp frå husdyrgjødsel og mineralgjødsel er gjort med bakgrunn i rettleiaren “Options for Ammonia Mitigation– guidance from the UNECE Task Force on Reactive Nitrogen” (Bittmann et al. 2014). Denne er omtalt som **UNECE-rettleiaren** vidare i rapporten. I UNECE-rettleiaren er tiltaka delte opp i tre kategoriar:

- (a) Kategori 1: Godt dokumenterte, praktiske eller potensielt praktiske tiltak der ein har kvantitative data for utsleppsreduksjon, i all fall på forsøksnivå.
- (b) Kategori 2: Lovande tiltak, men ikkje godt nok dokumenterte gjennom forsøk, eller det er vanskeleg å kvantifisere utsleppsreduksjonen. Tiltaka kan likevel gjennomførast som del av strategien for å redusere ammoniakkutslepp, avhengig av lokale forhold.
- (c) Kategori 3: Tiltaka har ikkje vist seg å vere effektive, eller blir ekskluderte av praktiske grunnar.

Vi har sett nærmare på tiltak innan for kategori 1 og 2 som er mest aktuelle under norske forhold, og tiltak som er spesielt spurt etter i oppdraget.

Reduksjon i ammoniakkutslepp frå husdyr og husdyrgjødsel som følgje av innføring av tiltak er rekna ut ved hjelp av «Nitrogenmodellen for husdyrgjødsel» (versjon 1.1 datert 25.02.2019), som blir brukt i den nasjonale utslippsregnskapen. Denne modellen er utvikla av Carbon Limits på oppdrag frå Miljødirektoratet og reknar også ut utslepp av lystgass (N_2O). Modellen blir vidare i rapporten omtalt som **nitrogenmodellen**. Det er brukt framskriving av dyretal i åra 2018-2030 etter Hegrenes og Walland (2019), og tilgjengelege aktivitetsdata frå SSB si gjødselundersøking 2018 som referanseverdier. Ikkje alle aktivitetsdata frå gjødselundersøkinga var klare då denne rapporten var skriven.

Utviklinga i mjølkeyting og kraftfôrandel for mjølkeku er gitt av NIBIO (2018) og rekna om frå kg mjølk til kg EKM (energikorrigert mjølk) ved bruk av faktoren 1,05, som var forholdet i 2017. Utskilt totalnitrogen (Tot-N) per ku og år framover til 2030 er rekna ut ved hjelp av formelen:

$-120.827 + (0.00798 * Y) + (0.0433 * V) + (0.605 * PG) + (0.355 * PK)$ etter Karlengen et al. (2012) som tek omsyn til yting (Y), vekt (V), protein i grovfôr (PG) og protein i kraftfôr (PK). Rasjonen av protein (P) i fôret er halden konstant i perioden (Tab. 3.2). Det er rekna at 57% av tot-N føreligg som ammonium (TAN), som var forholdet i nitrogenmodellen i 2017.

Tabell 3.1. Utvikling i utskilt Tot-N (kg/ku og år) frå 2017 til 2030 (P= protein, EKM=energikorrigert mjølk).

	2017	2018	2019	2020	2025	2030
kg EKM	8116	8374	8408	8479	8769	9059
Vekt (kg)	600	600	600	600	600	600
P i grovfôr g/kg TS	150	150	150	150	150	150
P i kraftfôr g/kg TS	195	195	195	195	194	192
Kraftfôrandel	0,44	0,44	0,44	0,44	0,45	0,47
P i rasjon	170	170	170	170	170	170
Utskilt kg tot-N/ku og år	129,9	132	132,2	132,8	134,7	136,4
Relativ til 2017	1	1,02	1,02	1,02	1,04	1,05

Tabell 3.2 viser utviklinga av ammoniakkutsleppa frå 2017 til 2030 utan tiltak når ein legg til grunn det som er omtalt ovanfor. Utsleppsreduksjonar som følgje av tiltak er rekna ut i forhold til verdiane i Tab.3.2.

Tabell 3.2. Framskriving av ammoniakkutslepp (tonn NH₃) til 2030 med aktivitetsdata frå SSB si gjødselundersøking 2018, og auka N-utskilling frå mjølkeku som følgje av auka yting.

År	Husdyrrom og lager											Spreiing	Beiting	Totalt
	Mjølke- kyr	Andre storfe	Sau	Gris	Geit	Hest	Verpe- høns	Slakte- kylling	Kalkun	Andre fjørfe	Andre dyr	Alle dyreslag	Alle dyreslag	
2017	3 907	3 869	1 113	1 646	107	504	627	282	88	17	87	13 213	1 370	26 829
2018	3 995	4 098	1 075	1 681	108	504	635	282	87	17	76	13 514	1 383	27 456
2019	3 994	4 055	1 067	1 670	108	466	647	287	99	19	65	13 440	1 377	27 295
2020	3 993	4 129	1 059	1 666	108	465	658	291	100	19	55	13 512	1 382	27 437
2021	3 734	4 158	1 051	1 648	108	464	670	294	100	19	44	13 158	1 366	26 814
2022	3 730	4 093	1 044	1 665	109	463	682	298	100	19	33	13 072	1 357	26 665
2023	3 724	4 142	1 037	1 683	109	462	694	301	101	20	22	13 130	1 360	26 783
2024	3 720	4 191	1 030	1 700	109	461	706	304	101	20	11	13 193	1 363	26 909
2025	3 714	4 240	1 023	1 718	109	461	718	308	102	20	0	13 253	1 366	27 032
2026	3 703	4 289	1 017	1 717	109	461	730	311	102	20	0	13 292	1 369	27 121
2027	3 698	4 339	1 011	1 717	110	461	743	315	102	20	0	13 338	1 372	27 225
2028	3 695	4 388	1 006	1 716	110	461	755	318	103	20	0	13 389	1 376	27 336
2029	3 692	4 438	1 000	1 715	110	461	768	321	103	20	0	13 440	1 380	27 447
2030	3 678	4 488	995	1 714	110	461	780	325	103	20	0	13 475	1 383	27 532

For dei tiltaka som kan påverke metanutslepp, som til dømes tak på lager, er endringane i metanutslepp rekna ut ved hjelp av metanmodellen (versjon 1 datert 03.10.2019) som framover skal brukast i den norske utsleppsrekneskapen. Også denne er utvikla av Carbon Limits på oppdrag for Miljødirektoratet, og modellen blir vidare i rapporten omtalt som **metanmodellen**.

I arbeidet med ammoniakkreduserande tiltak for mineralgjødsel fann vi at mange av gjødseltypane var plasserte i feil kategori med feil utsleppsfaktor. Det vart bestemt at i utrekningane skulle gjødseltypane plasserast i dei kategoriane vi meinte var rette. Våren 2019 kom det signal om at utsleppsfaktorane for mineralgjødsel skulle endrast, og i utgangspunktet vart dei reviderte faktorane lagt til grunn i utrekningane. Hausten 2019 vart det kjent at utsleppsfaktorane i dei nye retningslingene (EMEP/EEA 2019) ikkje var endra i forhold til EEA (2016) likevel, og dermed vart utrekningane gjort på nytt ved bruk av gjeldande utsleppsfaktorar. I utrekningane av utsleppsreduksjon frå mineralgjødsel som følgje av reduserte ammoniakkutslepp frå husdyrgjødsel, og dermed redusert forbruk av mineralgjødsel, er utsleppsfaktoren frå Norway NIR 2019_Annex IX på 0,0461 NH₃-N/kg N tilført brukt.

Ved utrekningar av endringar i klimagassutslepp som følgje av ammoniakkreduserande tiltak er det brukt utsleppsfaktorar som samsvarar med den norske utsleppsrekneskapen (NIR 2019). Denne byggjer på IPCC sine retningslinjer frå 2006 (IPCC 2006).

3.1 Kostnadsberegninger

Kostnadsberegningene er basert på aktivitetstall fra SSB sin gjødselvarerundersøkelse i 2018, og priser hentet i størst mulig grad fra det norske markedet. For teknologi som ennå ikke finnes i det norske markedet er det benyttet danske tall som er blitt justert til norske forhold. Merverdiavgift er holdt utenfor alle beregninger. Noen av tiltaka, blant annet stripespredning, er i dag berettiget tilskudd gjennom regionalt miljøprogram (RMP) i mange regioner. Vilkår og størrelse på tilskudd varierer en god del fra region til region, noe som gjør det vanskelig å ta det med ved beregning av privatøkonomisk kostnad. Betydningen av et tilskudd er derfor kommentert i tillegg til privatøkonomisk kostnad der dette er aktuelt.

Flere av tiltakene krever investeringer og gir i tillegg årlige merkostnader, mens andre gir bare årlige merkostnader. For tiltak med investeringer er kostnad og effekt beregnet for hele tiltakets levetid. Total kostnad er beregnet med netto-nåverdimetoden der privatøkonomiske kostnader har et avkastningskrav på 5,5 % og samfunnsøkonomiske 4 %. I de samfunnsøkonomiske kostnadene er endringer i klimagassutslipp, regnet i CO₂-ekvivalenter, verdsatt og tatt med i beregningene. Klimagassutslipp er verdsatt til kr 508 per tonn CO₂-ekvivalenter, tilsvarende CO₂-avgiften i 2019 (Regjeringen 2019). Verdien av spart nitrogen som resultat av redusert ammoniakkutslipp er tatt med som en inntektsstrøm i kostnadsberegningene fordi det erstatter innkjøpt mineralgjødsel. Andre positive og negative effekter av tiltakene, for eksempel mindre lukt eller reduksjon i lokal støvforurensing, er ikke tatt med i beregningene først og fremst fordi de er vanskelig å verdsette og vil variere fra sted til sted.

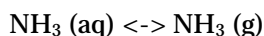
De fleste tiltak utføres på det enkelte gårdsbruk. Det er stor variasjon mellom norske gårdsbruk og kostnadene ved gjennomføring av tiltaka vil variere tilsvarende. Begrenset tilgang til data gjør at vi må bruke beregnede gjennomsnittstall og hverken privatøkonomiske eller samfunnsøkonomiske kostnader blir derfor noe mer enn grove estimat. Mer nøyaktige kostnadsberegninger vil kreve mer detaljerte data om forhold og kostnader på et større utvalg gårdsbruk.

Mens nitrogenmodellen beregner ammoniakkutslipp på aggregert nivå, må en god del tiltak utføres på det enkelte gårdsbruk, og kostnadene er dermed aggregert utfra en visst antall gårdsbruk, spredning av en viss mengde gjødsel eller areal. Da er tall fra gjødselundersøkelsen og antall jordbruksbedrifter brukt som utgangspunkt. Videre er det antatt at antallet jordbruksbedrifter, mengde gjødsel og areal som mottar husdyrgjødsel holdes konstant i tiltakets levetid. Dette utgjør en liten feil i forhold til framskrevet husdyrtall, men fordi kostnader må beregnes utfra andre enheter enn det framskrivningen gjør, er det nødvendig å gjøre det slik.

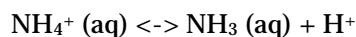
4 Tiltak for reduserte utslepp av ammoniakk (NH₃) frå mineralgjødning

4.1 Innleiing

Ulike mineralgjødselslag inneheld nitrogen (N) i ulike former. Gjødsling med ammonium (NH₄⁺) og urea fører til ammoniakkutslepp, men ikkje gjødsling med nitrat (NO₃⁻). Ved gjødsling med ammoniumbasert gjødning blir ammoniumet løyst opp i væske i jord og luft. Ammonium kan binde seg i jord, men ein del kan også gå over til NH₃. Fordamping av ammoniakk skjer når NH₃ i væskefase blir eksponert til luft. Kor mykje ammoniakk som fordampar frå væska er blant anna avhengig av den kjemiske samansetninga i væska, temperatur og overflate eksponert til luft. Fordamping av NH₃ er ein fysisk-kjemisk prosess som skjer etter likevektslikninga mellom NH₃ i væskefase og NH₃ i gassfase:



NH₃ i væskefase blir oppretthalde av ei likevekt mellom NH₄⁺ og NH₃:



Ved høg pH er konsentrasjonen av H⁺ i jordvæska låg slik at høgresida i likninga blir favorisert og konsentrasjonen av NH₃ i aukar. Større konsentrasjon av NH₃ i væskefase fører til at meir NH₃ går over i gassform og fordampar. Ved pH < 7 er NH₄⁺ dominerande og potensiell ammoniakkfordamping forholdsvis låg. Urea (CH₄N₂O) blir raskt omdanna til NH₃ etter spreining, pH aukar, og NH₃ vert vidare omdanna til NH₄⁺ i vatn. Det er stor fare for ammoniakkfordamping ved bruk av urea.

4.2 Rapportering av ammoniakkutslepp

Norge rapporterer NH₃-utslepp frå mineralgjødning brukt i jordbruket etter Tier 2 metoden. Mattilsynet sin omsetningsstatistikk for ulike typar mineralgjødning blir brukt som aktivitetsdata. Det blir brukt utsleppsfaktorar for ulike gjødseltypar etter European Environment Agency (EEA) sine retningslinjer (2016). Utsleppsfaktoren er differensiert mellom klima (kaldt, temperert, varmt) og pH (normal, høg). Norge brukar utsleppsfaktorane for kaldt klima og normal pH (<7,0). Tabell 4.1 viser at det i 2017 var omsett 99 675 tonn nitrogen i mineralgjødning brukt til jordbruk med eit estimert ammoniakkutslepp på 4111 tonn NH₃. Talet avvik litt frå SSB si rapportering på 4049 tonn NH₃, blant anna fordi SSB har trekt frå gjødsling til skog sjølv om dette allereie er gjort i Mattilsynet sin statistikk. Dei tre gjødseltypane med størst forbruk i Norge er i følgje statistikken NPK 25-2-6, NPK 22-3-10 og ammoniumnitrat med svovel. I den sistnemnde kategorien utgjer OPTI-NS den største delen.

Tabell 4.1. Omsett mengde vare og nitrogen (N) av ulike mineralgjødsestypar brukt i jordbruket i 2017 (Mattilsynet 2018), NH₃-utsleppsfaktor for ulike gjødsestypar (Norway NIR 2019_Annex IX), NH₃-utslepp (tonn) for dei ulike gjødsestypane og i % av totale NH₃-utslepp frå mineralgjødse i 2017.

Gjødsestype	Mengde vare (tonn)	Mengde N (tonn)	Utsleppsfaktor (g NH ₃ / kg N)	Ammoniakk- utslepp (tonn NH ₃)	% av totale mineralgjødse NH ₃ -utslepp
Ammoniumnitrat	4780	1639	15	25	0,6
Ammoniumnitrat m. S	69263	18613	15	279	6,8
Ammoniumsulfatnitrat	909	273	15	4	0,1
Kaliumsulfat	122	0	0	0	0
Kaliumsulfat m Mg	651	0	0	0	0
Kaliumklorid	111	0	0	0	0
Kalkammonsalpeter	3916	1057	8	8	0,2
Kalsiumnitrat	8330	1289	10	13	0,3
Kalsiumnitrat m. B	3336	514	10	5	0,1
NK-gjødse 22-12	4690	1030	15	15	0,4
NP-gjødse 12-23	808	100	50	5	0,1
NPK-gjødse 8-5-19	993	77	50	4	0,1
NPK-gjødse 12-4-18	20586	2429	50	121	3,0
NPK-gjødse 18-3-15	32478	5716	50	286	7,0
NPK-gjødse 20-4-11	21955	4303	50	215	5,2
NPK-gjødse 22-2-12	29564	6386	50	319	7,8
NPK-gjødse 22-3-10	108269	23405	50	1170	28,5
NPK-gjødse 24-4-6	16495	3959	50	198	4,8
NPK-gjødse 25-2-6	102582	25235	50	1262	30,7
NPK-gjødse 27-3-5	13111	3391	50	170	4,1
PK-gjødse 11-21	465	0	0	0	0
P-gjødse 20	265	0	0	0	0
Urea	125	58	155	9	0,2
Anna N-haldig gjødse	1227	201	10	2	0
Anna gjødse	528	0	0	0	0
Totalt	445 558	99 675		4 111	100

4.3 Bruk av utsleppsfaktorar for ulike norske gjødselslag

Gjeldande utsleppsfaktorar for ammoniakkutslepp frå ulike mineralgjødselslag finn ein i tabell 3.2 i kapittel 3.D.a.1 i EMEP/EEA (2019) (Fig.4.1). Utsleppsfaktorane er dei same som i retningslinjene frå 2016 (EMEP/EEA 2016). I arbeidet med nye retningslinjer for ammoniakkutslepp vart det våren 2019 foreslått endringar i utsleppsfaktorane som vist i tabell Fig.4.2. Vi brukte i utgangspunktet desse utsleppsfaktorane ved utrekning av tiltak. Då retningslinjene vart publiserte hausten 2019 kom det fram at utsleppsfaktorane ikkje vart endra likevel. Det blir arbeidd vidare med endringar i utsleppsfaktorar, og det er grunn til å tru at utsleppsfaktorane kjem til å auke.

3.D Crop production and agricultural soils

Step 6

Calculate the mass of NH₃ emitted (E_{fert, NH₃}; kg a⁻¹ NH₃):

$$E_{\text{fert, NH}_3} = (17/14) \times E_{\text{fert, NH}_3\text{-N}} \quad (5)$$

Table 3.2 EFs for NH₃ emissions from fertilisers (in g NH₃ (kg N applied)⁻¹)

	Climate					
	Cool		Temperate		Warm	
	normal pH ^(a)	high pH ^(b)	normal pH ^(a)	high pH ^(b)	normal pH ^(a)	high pH ^(b)
Anhydrous ammonia (AH)	19	35	20	36	25	46
AN	15	32	16	33	20	41
Ammonium phosphate (AP) ^(c)	50	91	51	94	64	117
AS	90	165	92	170	115	212
CAN	8	17	8	17	10	21
NK mixtures ^(d)	15	32	22	33	20	41
NPK mixtures ^(d)	50	91	67	94	64	117
NP mixtures ^(d)	50	91	67	94	64	117
N solutions ^(e)	98	95	100	97	126	122
Other straight N compounds ^(f)	10	19	14	20	13	25
Urea ^(g)	155	164	159	168	198	210

^(a) A 'normal' pH is a pH of 7.0 or below.

^(b) A 'high' pH is a pH of more than 7.0 (usually calcareous soils).

^(c) AP is the sum of ammonium monophosphate (MAP) and diammonium phosphate (DAP).

^(d) NK mixtures are equivalent to AN, NPK and NP mixtures, which are 50 % MAP plus 50 % DAP.

^(e) N solutions are equivalent to urea AN.

^(f) Other straight N compounds and equivalent to calcium nitrate.

^(g) Urea is an organic compound with the chemical formula CO(NH₂)₂.

Figur 4.1. Tabell over utsleppsfaktorar for ulike typar mineralgjødsel henta frå EMEP/EEA 2019.

Table 3.2 EFs for NH₃ emissions from fertilisers (in g NH₃ (kg N applied)⁻¹)

	Climate					
	Cool		Temperate		Warm	
	normal pH (°)	high pH (°)	normal pH (°)	high pH (°)	normal pH (°)	high pH (°)
Anhydrous ammonia (AH)	14	23	14	24	15	26
AN	52	87	53	89	58	99
Ammonium phosphate (AP) (°)	72	121	73	124	81	137
AS	100	169	102	173	113	191
CAN	14	24	14	24	16	27
NK mixtures (°)	52	87	53	89	58	99
NPK mixtures (°)	72	121	73	124	81	137
NP mixtures (°)	72	121	73	124	81	137
N solutions (°)	127	137	130	140	144	155
Other straight N compounds (°)	14	23	14	23	15	26
Urea ^(g)	193	208	210	215	226	235

(°) A 'normal' pH is a pH of 7.0 or below.

(°) A 'high' pH is a pH of more than 7.0 (usually calcareous soils).

(°) AP is the sum of ammonium monophosphate (MAP) and diammonium phosphate (DAP).

(°) NK mixtures are equivalent to AN, NPK and NP mixtures, which are 50 % MAP plus 50 % DAP.

(°) N solutions are equivalent to urea AN.

(°) Other straight N compounds and equivalent to calcium nitrate.

(g) Urea is an organic compound with the chemical formula CO(NH₂)₂.

Figur 4.2. Tabell over utslippsfaktorar vurderte våren 2019, men ikkje tatt i bruk (EMEP/EEA 2019 upublisert).

Det er viktig å plassere dei norske gjødselslaga i rett kategori slik at utslippsfaktoren blir rettast mogleg. I ammoniumfosfat (AP), som kan vere ei blanding av monoammoniumfosfat (NH₄)H₂PO₄ (MAP) og diammoniumfosfat (NH₄)₂HPO₄ (DAP) finst alt nitrogenet i form av ammonium, og utslippsfaktoren er 50 g NH₃/kg N. NPK-gjødsla har i retningslinjene fått same utslippsfaktor som AP. I følge Bjørn Tor Svoldal i Yara (pers med) er MAP og DAP vanleg å bruke i utlandet både i single produkt og i mekaniske blandingar. I Yara (90% av den norske marknaden) sine NPK-gjødseltypar (YaraMila® Fullgjødsel) er det ei blanding mellom ammoniumnitrat, ammoniumfosfat og ammoniumsulfat der innhaldet av ammonium ligg på 50-60% i dei fleste blandiane (Yara 2019). Eit unntak er OPTI-START TM 12-23 der alt nitrogenet føreligg som ammoniumfosfat. Denne gjødsla bør derfor få same utslippsfaktor som ammoniumfosfat, medan dei andre NPK-gjødselslaga bør få same utslippsfaktor som ammoniumnitrat (AN), som er 15 g NH₃/kg N. I retningslinjene har NK-gjødsla same utslippsfaktor som ammoniumnitrat, noko som tyder på at denne gjødsla blir produsert på ein annan måte enn NPK-gjødsla i andre land. NK-gjødsel brukt i Norge har same nitrogenkjelde som NPK-gjødsla og ammoniuminnhaldet er 55%. Det er derfor naturleg at NK-gjødsla og NPK-gjødsla har same utslippsfaktor, altså den same som ammoniumnitrat.

Når det gjeld plassering av reine N-mineralgjødseltypar med ammoniumnitrat ser det ut til at det har skjedd ei endring slik at ein mykje større del er plassert i gruppa ammoniumnitrat med svovel dei seinare åra og mindre i gruppa kalkammonsalpeter. I gruppa ammoniumnitrat med svovel er det OPTI-NS 27-0-0 det blir selt mest av, som er eit av Yara sine YaraBela produkt. Alle YaraBela produkt inneheld kalsium (5-8,6%) og burde vore plassert i gruppa CAN, som har utslippsfaktoren 8 g NH₃/kg N. Ein bør ha ein dialog med Mattilsynet om korleis ulike gjødseltypar blir grupperte i statistikken.

Det er stor usikkerheit i utslippsfaktorane som blir brukte, men dei blir ikkje oppgitt med eit usikkerheitsområde i retningslinjene. Yara oppgjev sjølv at N-tap frå ammoniumnitratbasert gjødsel kan komme opp i 2,5 % under ugunstige forhold. Det finst etter det vi veit ikkje norske feltforsøk som dokumenterer NH₃-utsleppa frå bruk av ulike typar mineralgjødsel.

I utrekningane for tiltak har vi plassert mineralgjødsla i dei kategoriane for utsleppsfaktorar vi meiner er rettast, og lagt gjeldande utsleppsfaktorar til grunn (Tab.4.2).

Tabell 4.2. Omsett mengde vare og nitrogen (N) av ulike mineralgjødsltypar brukt i jordbruket i 2017 (Mattilsynet 2018), NH₃-utsleppsfaktor for ulike gjødsltypar (EMEP/EEA 2019), og NH₃-utslepp for dei ulike gjødsltypane i 2017 med endra plassering i kategori.

Gjødsltype	Mengde vare (tonn)	Mengde N (tonn)	Utsleppsfaktor (g NH ₃ /kg N)	Kategori	Ammoniakk-utslepp (tonn NH ₃)
Ammoniumnitrat	4780	1639	15	AN	25
Ammoniumnitrat m. S	69263	18613	8	CAN	149
Ammoniumsulfatnitrat	909	273	15	AN	4
Kaliumsulfat	122	0	0		0
Kaliumsulfat m Mg	651	0	0		0
Kaliumklorid	111	0	0		0
Kalkammonsalpeter	3916	1057	8	CAN	8
Kalsiumnitrat	8330	1289	10	Calcium Nitrate	13
Kalsiumnitrat m. B	3336	514	10	Calcium Nitrate	5
NK-gjødsl 22-12	4690	1030	15	AN	15
NP-gjødsl 12-23	808	100	50	AP	5
NPK-gjødsl 8-5-19	993	77	15	AN	1
NPK-gjødsl 12-4-18	20586	2429	15	AN	36
NPK-gjødsl 18-3-15	32478	5716	15	AN	86
NPK-gjødsl 20-4-11	21955	4303	15	AN	65
NPK-gjødsl 22-2-12	29564	6386	15	AN	96
NPK-gjødsl 22-3-10	108269	23405	15	AN	351
NPK-gjødsl 24-4-6	16495	3959	50	AP	198
NPK-gjødsl 25-2-6		25235	15	AN	379
NPK-gjødsl 27-3-5	13111	3391	15	AP	170
PK-gjødsl 11-21	465	0	0		0
P-gjødsl 20	265	0	0		0
Urea	125	58	155		9
Anna N-haldig gjødsl	1227	201	10	Calcium Nitrate	2
Anna gjødsl	528	0	0	AN	0
Totalt	445 558	99 675			1616

4.3.1 Utslepp av lystgass (N₂O)

Nitrogen tapt som ammoniakk kan seinare bli avsett og omdanna til lystgass. Vi har brukt IPCC (2006) sin standard utsleppsfaktor på 0,01 kg N₂O-N/kg N tapt til luft. Dersom det blir endringar i totale mengder nitrogen tilført vil dette også påverke indirekte utslepp av lystgass frå avrenning og NO_x og direkte lystgassutslepp. Også her er det brukt standardfaktorar frå IPCC 2006, som er det same som blir brukt i den norske utsleppsrekneskapen for klimagassar.

4.3.2 Nedmolding av gjødsel til korn, potet og grønsaker

I den norske utsleppsrekneskapen blir det ikkje tatt omsyn til at nedmolding i stor grad er eksisterande praksis i gjødsling til korn. All gjødsling som skjer om våren ved bruk av kombimaskiner ved såing blir nedmolda, men det er usikkert kor store gjødselmengder det er snakk. Stort sett all gjødsel til bygg, havre og rug blir gitt om våren og 70% av gjødsla til vårkveite. I vårkveite blir det stort sett brukt delgjødsling, det vil sei at ca 30% av gjødselmengda blir brukt seinare i sesongen og ikkje nedmolda. Dette er i stor grad ikkje fullgjødsel, men ulike typar nitrogengjødsel (OPTI-KAS og OPTI-NS). I haustkveite blir ikkje gjødsla nedmolda. NPK 22-3-10 er ein typisk korngjødsel, men også andre typar blir brukte og NPK 22-3-10 kan bli brukt til andre kulturar. Rivedal m.fl. (2019) estimerer at rundt 80% av mineralgjødsel-N brukt til korn blir nedmolda.

Utsleppsrekneskapen tek heller ikkje omsyn til nedmolding er eksisterande praksis ved gjødsling til potet. I potet blir ein stor del av gjødsla nedmolda både om våren og ved tilleggsgjødsling i kombinasjon med hypping. Berre ein liten del av gjødsla blir tilført etter hypping og ikkje nedmolda, og anslaget er at rundt 95% av gjødsla til potet blir nedmolda. NPK 12-4-8 er den typiske potetgjødsla, men denne blir også brukt til grønsaker. I grønsaksproduksjonen er eit grovt estimat at 60% av gjødsla blir nedmolda (Rivedal m.fl. 2019). UNECE-retningslinjene reknar ein emisjonsreduksjon etter nedmolding på 50-80% for urea, men det er ikkje oppgitt kva reduksjon ein kan forvente for andre gjødselslag. Det er aktuelt å bruke 50% reduksjon, som er det same som blir brukt i Finland.

4.4 Tiltak for å redusere ammoniakkutslepp

Effekten av tiltaka for å redusere ammoniakkutslepp frå mineralgjødsel er i UNECE-rettleiaren oppgitt som ein prosentvis utsleppsreduksjon i forhold til ein referanseverdi. Tiltaka er delte opp i to grupper; 1. Ureabasert gjødsel og 2. Ammoniumsulfat, ammoniumfosfat og nitratbasert gjødsel. Det er størst fare for tap frå ureabasert gjødsel og dermed størst fokus på å redusere tapet frå denne gjødsla.

4.4.1 Ureabasert gjødsel

Referanseverdien for ammoniakktap frå ureabasert gjødsel er tapet ein får ved overflatespreiing og er under norske forhold sett til 155 g NH₃/kg N. Tiltak i kategori 1 i UNECE-rettleiaren er tilsetjing av ureasehemmar med 40% reduksjon i ammoniakktap for urea i fast form og 70% reduksjon for urea i flytande form, medan polymerdekking av granulatoverflata for sakte oppløysing av gjødsla gjev 30% reduksjon i ammoniakktap. Nedfelling/injeksjon av gjødsla reduserer ammoniakktapet med 80-90% og nedmolding med 50-80%. Vatning etter gjødsling kan gje 40-70% reduksjon i ammoniakktap. Bytte til ammoniumnitrat er eit av dei mest effektive tiltaka og kan gje opp til 90% reduksjon i ammoniakktap. I Norge er bruken av urea liten, og ammoniakkutsleppet var rekna til 9 tonn NH₃ i 2017 (Tab.4.2). Når bruken er så liten er det mest aktuelle tiltaket å bytte frå urea til ein anna type N-gjødsel, til dømes OPTI-NS. I praksis blir urea blanda i vatn og brukt som bladgjødsling til korn. Ei ulempe med å skifte til OPTI-NS er at denne gjødsla ikkje er aktuell å bruke som bladgjødsel. Det er likevel uaktuelt å samanlikne urea med andre bladgjødselslag fordi desse også inneheld andre

næringsstoff. Eit bytte frå UREA til OPTI-NS vil redusere det årlege NH_3 -utsleppet med 8,5 tonn og N_2O -utsleppet med 0,11 tonn.

4.4.2 Ammoniumsulfat-, fosfat- og nitratbasert gjødsel

Referanseverdien for ammoniakktap er overflatespreidd ammoniumsulfat og ammoniumfosfat og kategori 1 tiltak på jord med høg pH er: nedmolding, nedfelling/injeksjon, vatning og polymerdekking av granulatoverflata for sakte oppløysing.

Når det gjeld ammoniumnitrat og kalsium ammoniumnitrat står det i UNECE-retteleiren at utsleppa er små, men at det kan oppstå delvis direkte frå gjødsling og delvis indirekte frå gjødsla planter. Ein kan få eit auka NH_3 -utslepp rett etter hausting av gras på grunn av N-mobilisering i plantene. Ved N-gjødsling rett etter hausting kan ein derfor få ein kombinert effekt hausting og gjødsling. Eit kategori 2 tiltak er derfor å utsette gjødslinga etter slått. Ved hjelp av modellering har ein funne 15% reduksjon i NH_3 -utslepp ved å utsette gjødslinga til 14 dagar etter slått, men dette kan redusere avlinga. Kor lenge ein bør utsette gjødslinga vil variere med regionale værforhold og retningslinjer for kva som er optimalt ulike stader finst ikkje endå. Det er derfor vanskeleg å rekne på utsleppsreduksjon ved å innføre eit slikt tiltak.

Sjølv om det er få tiltak i retningslinjene som gjeld for dei gjødselslaga vi brukar i Norge har vi gjort nokre få utrekningar for utsleppsreduksjon. Framskrivning av bruk av mineralgjødsel-N viser at ein i 2030 vil bruke 99% av gjødselmengda i 2017. Dette er så liten skilnad at vi har valt å ikkje ta omsyn til det. For å rekne på ulike gjødselslag måtte vi ha fordelt reduksjonen på ulike gjødselslag, og det vil bli usikre tal.

Skifte 50% av NPK 25-2-6-gjødsla med OPTI-NS

NPK 25-2-6 blir i stor grad brukt til eng i lag med husdyrgjødsel på jord med lågt til middels innhald av kalium (K). Det er mulig at OPTI-NS, som er kalsium ammoniumnitrat med svovel med lågare utsleppsfaktor, kan brukast på større areal enn det blir gjort i dag og at bruken av NPK 25-2-6 kan reduserast tilsvarande. Dersom kaliumgjødslinga blir for låg i forhold til plantene sitt behov kan avlinga bli redusert. Ved å analysere for mineralinnhald i grasprøver kan ein følgje med på utviklinga. Ein positiv effekt av tiltaket er redusert gjødsling med fosfor (P), som ein i stor grad ikkje har behov for på jord som har fått tilført husdyrgjødsel over lang tid. Bruk av husdyrgjødsel er avgjerande for at ein kan gjødsle med OPTI-NS, og det kan dermed vere mindre aktuelt å bruke denne gjødsla på skifter som ligg langt frå gjødsellager. *Ved å gradvis bytte ut opptil 50% av N-mengda frå NPK 25-2-6 til OPTI-NS vil utsleppsreduksjonen i 2030 bli 88 tonn NH_3 og 1,1 tonn N_2O (indirekte frå NH_3).*

Aktuelle verkemiddel :

1. Strengare krav til gjødselplanlegging for å betre utnyttinga av husdyrgjødsel. Det er i dag krav om gjødselplanar og jordprøver med jamne mellomrom. Desse krava kan skjerpast ved å kreve balansert gjødsling
2. Forby bruk av fullgjødsel (NPK 25-2-6) der spreiding av husdyrgjødsel dekkjer P- og K-behov

Med dagens prisar er N-gjødselslaget OPTI-NS ein god del billegare per kg N enn Fullgjødsel NPK 25-2-6. Prisar frå 1. mars 2019 viser ein skilnad på kr 4,77 per kg N. Eit skifte frå NPK til N-gjødsel gjev dermed reduserte kostnader for bonden, potensielt opp mot 50 millionar årleg viss 50 prosent av NPK 25-2-6 vert erstatta av OPTI-NS. Det er likevel ei lita usikkerheit knytt til om eit slikt skifte vil føre til reduserte avlingar. Ein viktig føresetnad er at behovet for fosfor og kalium blir dekkja på anna vis. Det er dermed avgjerande at husdyrgjødsel blir fordelt på alt areal der OPTI-NS blir brukt. Dette kan bety meir transport av husdyrgjødsel, slik at effekten av reduserte kostnader til gjødsel blir oppheva. Det er

også grunn til å tru at dersom bøndene opplever at tiltaket reduserer avlinga, så vil dei gå tilbake til tidlegare praksis. Usikkerheita i tiltaket ligg dermed i kor stor del av NPK 25-2-6 som kan skiftast ut med OPTI-NS utan at det reduserer avlinga. Det vil også medføre nokre tilpassingskostnader ved dette tiltaket som ikkje er utrekna her, slik som rådgjeving, tilpassing av regelverk og oppfølging av dette. Dei to verkemiddel med forbod om bruk av fullgjødning vil både gi bonden lite fleksibilitet og ha dårleg presisjon viss bonden vel å bruke NK-gjødning som vil gi same ammoniakkutslepp som fullgjødning.

Redusert gjødning

Norge har større N-balanse per daa (N inn minus N ut) enn dei andre nordiske landa (Hellsten m.fl. 2019) og bør dermed ha eit potensiale i å redusere N-gjødninga utan at det reduserer avlinga. NIBIO har utarbeidd gjødningsnormer basert på forventa avling i ulike kulturar, men gjødningsundersøkingar og analysar av JOVA-data kan tyde på at det blir gjødning utover dette. Eid Hohle m.fl (2016) legg til grunn at det er mulig å redusere gjødninga med 10% utan å redusere avlinga. Redusert gjødning bør sjåast i samanheng med tiltak i husdyrhaldet, betre utnytting av nitrogenet i husdyrgjødningsla og betre agronomi. For å gjere det enkelt har vi estimert ein reduksjon på 10% i bruken av N-gjødningsla for alle mineralgjødningslag fram til år 2030, med jamn reduksjon frå 2017 til 2030. *I 2030 vil utsleppsreduksjonen vere 162 tonn NH₃ og 2,1 tonn N₂O (indirekte frå NH₃). I tillegg blir det ein reduksjon i indirekte utslepp frå avrenning og NO_x og direkte lystgassutslepp som tilsaman er estimert til ~194 tonn N₂O).*

Aktuelle verkemiddel for å redusere N-gjødning er (som også foreslått for korn i Bechmann m.fl. 2016):

1. Forventa avling som grunnlag for gjødningsplan (5-års gjennomsnitt)
2. Kontroll av gjødningsplan og faktisk forbruk (stikkprøver)
3. Delt gjødning (kan også bytte NPK til N-gjødningsla i delgjødning)
4. Styreassistanse og seksjonskontroll ved gjødningsdeling

Korsæth et al. (2019) fann at bruk av ulike typar styreassistanse reduserte køyring og forbruket av innsatsfaktorar, som mineralgjødningsla, både i eng og korn. Det er ulike meiningar om styreassistanse kan definerast innanfor begrepet presisjonsjordbruk.

Når gjødningsmengda blir redusert berre der det blir tilført for mykje, vil ikkje reduksjonen gje avlingsnedgang og vil dermed i prinsippet redusere kostnader til gjødning. Det vil likevel føre med seg tilpassingskostnader.

Tabell 4.3. Oversikt over ulike tiltak sin verknad på utslepp av ammoniakk i tonn og % av mineralgjødselutslepp, og på indirekte lystgassutslepp pga reduserte NH₃-utslepp og totale lystgassutslepp i tonn.

Tiltak	Bedrifts- økonomiske kostnader	Samfunns- økonomiske kostnader	NH ₃ utslepps- reduksjon tonn/år (%) 2030	N ₂ O utslepps- reduksjon pga reduserte NH ₃ -tap tonn/år 2030	N ₂ O utsleppsreduksjon (direkte og andre indirekte) tonn/år 2030
Byte ut Urea med OPTI-KAS	Kan gje noko høgare N-kostnad	Kan gje noko høgare N- kostnad	9 tonn (0,5%)	0,11 tonn	
Byte ut 50% av NPK 25-2-6 med OPTI-NS	Potensiale for reduserte kostnader	Tilpassings- kostnader	88 tonn (5%)	1,1 tonn	
Redusert N-gjødsling med 10%	Potensiale for reduserte kostnader	Tilpassings- kostnader	162 tonn (10%)	2,1 tonn	194 tonn

Dersom utsleppsfaktorane på eit seinare tidspunkt blir endra slik som det var antyda våren 2019, blir reduksjonen i ammoniakkutslepp og påfølgande reduksjon i indirekte lystgassutslepp ein god del større ved innføring av tiltak.

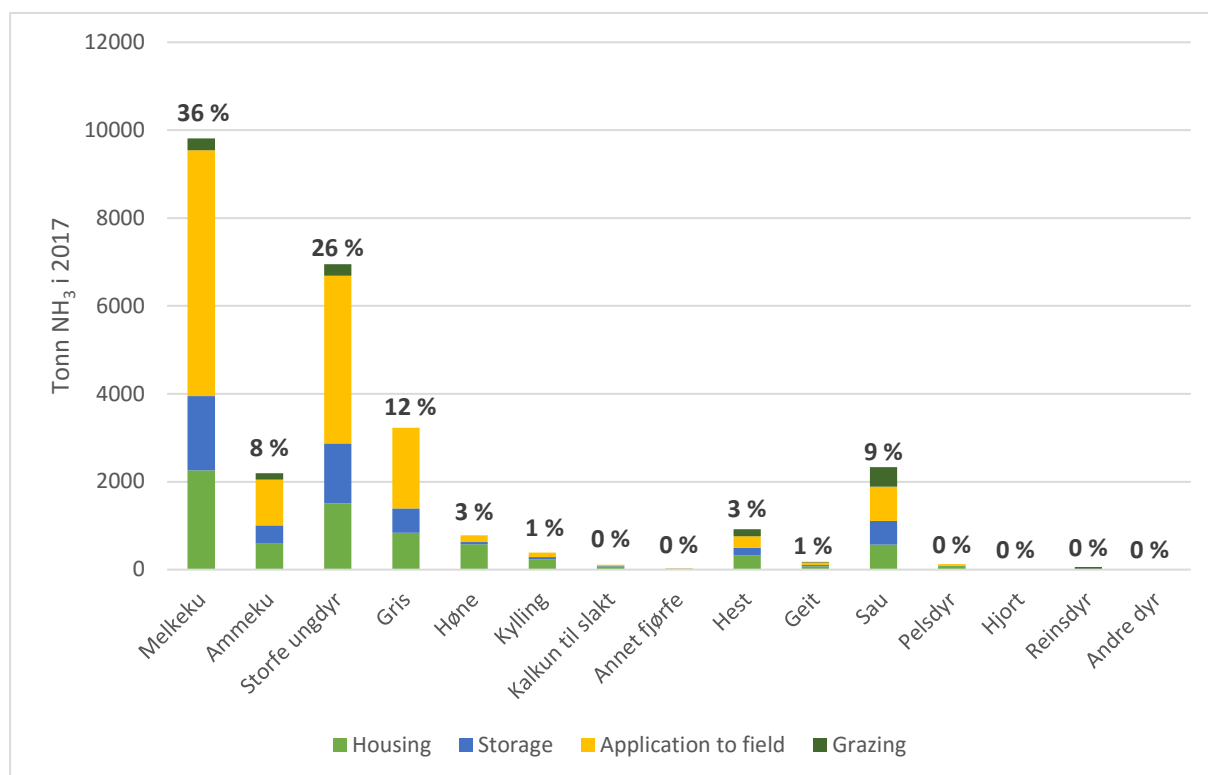
5 Tiltak for reduserte utslepp av ammoniakk (NH₃) frå husdyrgjødsel

I gjennomgangen av aktuelle ammoniakkreduserande tiltak har vi tatt utgangspunkt i tiltak innanfor kategori 1 og 2 i UNECE-rettleiaren. Ein del tiltak har vi ikkje undersøkt nærmare fordi dei av ulike grunnar ikkje er aktuelle under norske forhold. Nærmare grunngjeving av dette finn ein i gjennomgangen av kvart enkelt tiltak.

5.1 Tiltak i fôringen for å redusere nitrogenutskillelsen i gjødsel

5.1.1 Fordeling mellom husdyrslag

I følge nitrogenmodellen er ammoniakkutslipp (NH₃-utslipp) fordelt på husdyrslagene som vist i Figur 5.1. Storfe står for 70% av utslippet, der melkekyr står for halvparten alene. Gris og sau bidrar også betydelig, med henholdsvis 12 og 9 %. Derrest er hest, verpehøns og kylling nevneverdige bidragsyttere.



Figur 5.1. Fordeling av NH₃-utslipp på ulike dyreslag og hvor i produksjonskjeden i hht. beregninger i nitrogenmodellen for 2017.

5.1.2 Nitrogenutskillelse

NH₃-utslipp stammer fra nitrogen i utskilt gjødsel. Nitrogenkonsentrasjon i husdyrgjødsel er påvirket av nitrogeninnholdet i fôrasjonen, der nitrogen primært inngår i protein. Inntak, omsetning og kvalitet av protein har betydning for utnytting og dermed hvor mye som skilles ut i husdyrgjødsel i form av urin og avføring.

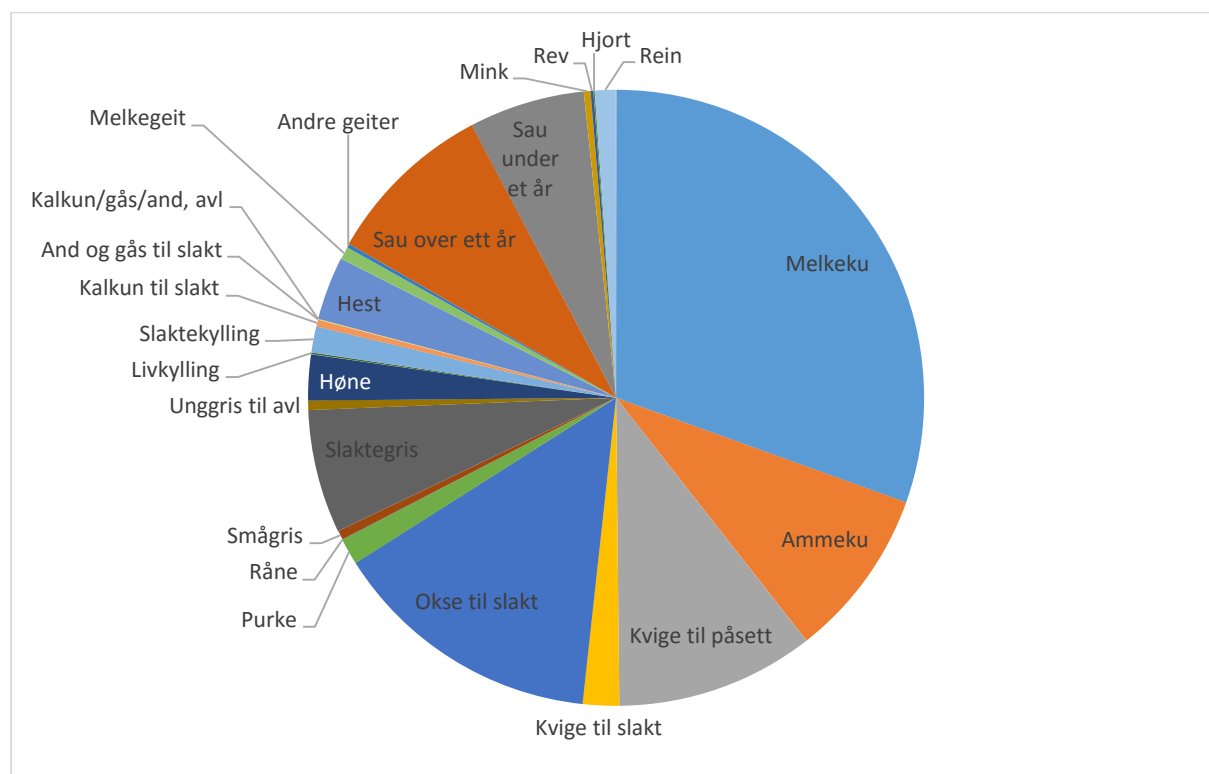
Karlengen m.fl. (2012) har utarbeidet beregninger for utskilt nitrogen i gjødsel, og urin og avføring separat, for de vanlige husdyrslagene. For noen av husdyrslagene er det faste faktorer, mens for andre er utskilt mengde beregnet med likninger som tar hensyn til noen viktige forhold produksjonen. Dette arbeidet ligger til grunn for den offisielle rapporteringen av utskilt N i husdyrgjødsel.

Nitrogenutskillelsen fra husdyrholdet har generelt økt sammen med omfanget av husdyrholdet. Særlig henger dette sammen med økt kjøttproduksjon. Kjøttproduksjon basert på ammekyr ser ut til å stå for mye av økningen.

Fordi utskillelsen per dyr øker med økende produksjon har effektiviteten, dvs. utskilt N/produktenhet størst interesse i denne sammenhengen hvor tiltak så langt det lar seg gjøre skal vurderes uavhengig av andre endringer, som for eksempel folketall og matvaner.

Størst potensial hos drøvtyggere - storfe og sau

Av både økonomiske og miljømessige grunner har det vært mye fokus på optimalisering av fôrrasjonen til fjørfe og gris. Her antas derfor et begrenset potensialet for ytterligere redusert N-utskillelse. Dette er i tråd med at det i Karlengen m.fl (2012) ble utarbeidet faste faktorer for N-utskillelse for disse dyregruppene, mens det for storfe ble utarbeidet likninger basert på normer og sammenhenger fra fôrvurderingssystemet NorFor. Gjødsel fra storfe har også størst kvantitativ betydning, som største kilde til NH_3 (Fig. 5.1), som henger sammen med mengden N som skilles ut fra storfe (Fig. 5.2). Videre diskusjon vil derfor dreie seg om storfe.



Figur 5.2. Utskilt nitrogen fordelt på dyreslag i norsk landbruk i 2017 (inngangsverdier i Nitrogenmodellen).

Høyere intensitet med færre kyr og høyere mjølkeytelse fører til lavere N-utskillelse per produktenhet og totalt sett fra mjølkeproduksjonen. Økningen i ammekuproduksjonen fører imidlertid til en total økning i ammoniakkutslipp fra storfe.

For rekrutteringsdyr og slaktedyr er antall fôrdager av stor betydning for den totale N-utskillelsen. Høyere intensitet reduserer vedlikeholdsbehovet som i seg selv er forbundet med utskillelse av N. Høyere intensitet i denne gruppen kan dermed redusere ammoniakkutslippet fra storfe.

5.1.3 Muligheter ved optimalisering av fôrrasjonen

Tabell 5.1. Målsetting for proteininnhold i rasjonen til noen grupper av storfe fra UNECE-rettlederen, sammenliknet med antagelser om norsk nivå for de samme dyregruppene.

Dyrekategori	Målverdier i UNECE-rettleder	Antatt norsk nivå*
Melkekyr tidlig laktasjon	15-16	16-18
Melkekyr sein laktasjon	12-14	15-17
Kviger (ungdyr 3-18 mnd i UNECE)	12-13	12-14
Okser (ungdyr 3-18 mnd i UNECE)	13-15	16-18
Ammekyr	12-14	12-14

* Statistikk for innhold av protein eller N i fôrrasjonen er vanskelig tilgjengelig i Norge. Her er det gjort antagelser basert på oppgitt innhold i vanlige kraftfôrslag, samt grovfôrandel på henholdsvis 50, 70, 80, 50 og 80% for storfekategoriene i rekkefølge nedover.

Det er lite eksakt informasjon om fôrrasjonen til drøvtyggere offentlig tilgjengelig. Grovfôr, der det eksakte innholdet er ukjent, utgjør en betydelig andel av rasjonen. I tillegg er det et spekter av ulike kraftfôrslag med ulikt innhold i markedet. Tine meddeler fra FAS-statistikken (Forage analysis system) at fôranalysene som inngår der i perioden 2015-2018 (Tabell 5.2) har et gjennomsnittlig energiinnhold (5,97 MJ NELp20) på samme nivå som i 2012 og 2013. Proteininnholdet korresponderer også med det som ble brukt i beregningene for 2012 av Karlengen m.fl (2012). FAS-statistikken er en database som består av TINE-bøndene sine egne grovfôranalyser.

Tabell 5.2. Innhold i grovfôranalyser fra FAS (database for TINE-bøndene sine grovfôranalyser) i perioden 2015-2018.

Parameter	Antall prøver	Gjennomsnitt	Std.avvik
Tørrstoff (TS), g/kg	43847	331	117,2
Råprotein, g/kg TS	42276	149	27,4
Løseleg råprotein, g/kg råprotein	41513	591	88,6
NDF, g/kg ts	42277	511	48,8
Sukker, g/kg ts	41702	57	40,0
Fordøyelighet, %	42338	71	4,2
Ammonium-N, g/kg N	41113	85	32,0
pH	43131	4	0,5
NELp20, MJ/kg ts	42318	5.97	0,42
AATp20, g/kg ts	42318	79	5,8
PBVp20, g/kg ts	42318	28	26,1

Melkeku

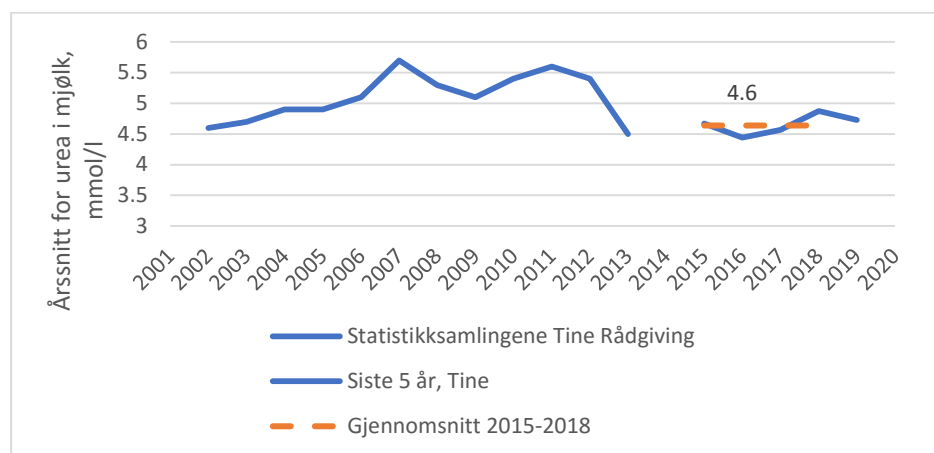
Storlien og Harstad (2016) har gjort beregninger for tiltak i husdyrproduksjonen med tanke på utslipp av lystgass og enterisk metan. Dette inkluderte også N-utskillelse fra melkekyr på ulike fôrrasjoner, ytelsesnivå og mulig framtidssenario. Beregningene viser blant annet at årlig utskilt N per ku øker med økende mjølkeytelse. Ulike rasjoner viser også ulik andel utskillelse i urin, med stort potensial til overgang til ammonium-N.

Storlien og Harstad (2016) tok utgangspunkt i et ytelsesnivå på 7425 kg melk og beregnet utskilt 27 574 tonn N i 2012. I tråd med framskrivingen som forelå den gangen vil den totale N-utskillelsen fra melkekyr bli redusert frem mot 2030, til 25 394 tonn N/år, på grunn av høyere ytelse og færre kyr. Dette forutsatte et mer konsentrert grovfôr (tidligere/hyppigere høsting, FEm=0,88) og derfor lavere kraftfôrandel, men uten å endre proteininnholdet i kraftfôret. Redusert N-inntak ved å endre til et kraftfôr med lavere proteininnhold reduserte N-utskillelsen ytterligere med 2% i disse beregningene.

Kidane m.fl. (2018) har i et norsk fôringsforsøk utfordret NRF-kyr med tanke på proteinnivå i rasjonen. Forsøket påviste bare en knapp tendens til redusert mjølkeytelse (og EKM) hos kyrne på en rasjon med 12,8% råprotein i forhold til sammenligningsgruppen, som skulle tilsvare en optimalrasjon med 14,8% råprotein. Forskjellig proteininnhold ble oppnådd med surfôr med henholdsvis lavt og normalt proteininnhold, kombinert med samme kommersielle lavprotein-kraftfôrslag i begge grupper. Samtidig var kalkulert PBV (proteinbalanse i vom)- og AAT (amonosyrer absorbert i tarm)-forsyning henholdsvis -228 mot 221 og 1835 mot 1770. Samtidig antas det at AAT-forsyningen var overestimert for kyr med negativ PBV.

Lavt innhold av råprotein har i dette forsøket gitt seg utslag i høyere nitrogenutnytting ($NUE=N$ i mjølk/N i fôrrasjonen), på henholdsvis 0,33 mot 0,30. Dette gjenspeiles av ureaverdiene i melk. Det diskuteres om forskjellen mellom fôrrasjonene var for knapp til å påvise effekt av ulikt proteinnivå. Likevel tyder forsøksresultatene i retning av at redusert proteininnhold i rasjonen, redusert PBV og redusert nivå for urea i melk, kan øke N-utnyttelsen uten at dette går særlig på bekostning av produksjon, også under norske forhold.

Tankmjølken analyseres rutinemessig for innhold av urea ved levering fra gardsbruket. Dette brukes i praksis for å vurdere proteinutnytting i fôrrasjonen. Tine anbefaler at nivået ligger mellom 3 og 6 mmol/l mjølk. Gjennomsnittsnivået fra da denne rutineanalysen ble innført er vist i Figur 5.3 basert på opplysninger fra Tine. Det er en del årsvariasjon, men nivået var 4,6 i gjennomsnitt for årene 2015-2016. Dette plasserer seg altså midt mellom grenseverdiene fra Tine.



Figur 5.3. Ureainnhold i melkeprøver fra kukontrollen fra Statistikkksamling Tine rådgiving fram til 2013 og deretter etter opplysninger fra Tine. De siste årene er gjennomsnitt av prøver ikke vektet etter melkemengde, men avviket er sannsynligvis marginalt.

Ureanivået for de to fôringsgruppene i forsøket til Kidane m.fl. (2018) var henholdsvis 3 og 3,5 mmol/l mjølk (omregnet: urea mmol/l mjølk = MUN mg/dl/0,46 N/urea / 60 g/mol * 10 dl/l). Dette er betydelig under det norske snittet. Det er også vist sammenheng mellom økende urea i melk og økende ekskresjon av nitrogen i urin (Spek, 2013), samt direkte økning av NH₃-utslipp fra mjølkefjøs (Duinkerken m.fl. 2011).

Nevnte forhold tyder på et potensial for å redusere N-utskillelsen fra norske melkekyr, men dette bør verifiseres med flere forsøk. I praksis må det settes fokus på riktig kraftfôrtype og eventuelt justeringer av kraftfôret. Videre vil dette kreve økt nøyaktighet i fôrplanleggingen, særlig med hensyn på proteinkvalitet, der PBV og AAT er viktige parameter i henhold til fôrvurderingssystemet NorFor. Analyser av grovfôret kan dermed bli viktigere.

Annet storfe

Både ammekyr og kviger får som regel en overvekt av grovfôr (>80%) i fôrrasjonen. Kvaliteten på dette fôret er usikker, og blir kanskje i liten grad analysert i praksis. Grovfôrkvaliteten har vi også noe mindre styring med i praksis. Det er derfor vanskeligere å peke på potensial ved fôringsmessige tiltak i disse produksjonene. Bortsett fra antall kalver, som er lite aktuelt å endre, vil intensivering i ammekuproduksjonen primært dreie seg om tilvekst på ungdyr. Både for kviger og okser vil intensivering i form av færre fôrdager redusere N-utskillingen. Mulighetene for optimalisering av rasjonen er kanskje noe større for okser, på grunn av større andel kraftfôr.

5.1.4 Mulige tiltak

Generelt er mer effektiv og intensiv produksjon gunstig med tanke på redusert N-utskillelse per dyreenhet. I det følgende er det foreslått noen tiltak innen storfegrupper, som antas å dra utslippsregnskapet i riktig retning:

Mjølkekyr	Vurdering
<ul style="list-style-type: none"> - Optimalisering av fôrrasjonen - Høy ytelse 	<p>Noe potensial, og trolig gjennomførbart</p> <p>Allerede relativt høy og vil fortsette å øke</p>
Ammekyr	
<ul style="list-style-type: none"> - Optimalisering av fôrrasjonen - Lengre levetid på kyr, redusert kvigehold - Kortere kalvingsintervall 	<p>Stor andel grovfôr, vanskelig å kontrollere</p> <p>Kan være i konflikt med økt produksjon</p> <p>Trolig lite potensial</p>
Kviger	
<ul style="list-style-type: none"> - Optimalisering av fôrrasjonen - Lengre levetid på kyr, flere slakt - Intensivering, kortere framfôringstid 	<p>Stor andel grovfôr, vanskelig å kontrollere</p> <p>Kan være i konflikt med økt produksjon</p> <p>En del potensial</p>
Okser	
<ul style="list-style-type: none"> - Optimalisering av fôrrasjonen - Intensivering - kortere framfôringstid 	<p>Noe potensial, og trolig gjennomførbart</p> <p>En del potensial</p>

Lengre levetid på kyr gjør at behovet for kviger til å erstatte kyr blir redusert og dermed blir det mindre gjødsel totalt i melkeproduksjonen. Flere kviger kan da føres frem til slakt.

Det pågår kritisk debatt rundt import av fôrvarer til Norge ut fra landets selvforsyningsgrad. Særlig er importen av fôrprotein i form av søramerikansk soya i negativt søkelys. Dette burde gjøre tiltak som innebærer redusert proteininnhold i rasjonen spesielt interessant.

Kommentar til framskrevet N-utskillelse og tiltak

Det er bare N-utskillelse for mjølkeku, kvige til rekruttering og okser til slakt, som er justert. For andre dyr er enten potensialet for redusert N-utskillelse vurdert som lite eller kunnskapsgrunnlaget for svakt. Modeller og foreslåtte inngangsverdier fra Karlengen m.fl (2012) ligger til grunn for beregningene, der ikke annet er angitt spesielt. På grunn av noe avvik i forhold til utgangspunktet i Nitrogenmodellen er det den relative endringen fra disse beregningen som er overført. Beregningene for utskilt N/dyr er basert på følgende:

Mjølkeku:

- Mjølkeytelse: Årlig mjølkeytelse gitt i Framskrivninger for jordbrukssektoren til Nasjonalbudsjett 2019 - oppdatert juni 2019, datert 27.6.2019, av Britta Maria Hoem og Eilev Gjerald. Pluss 5%, som forenklet omregning til Energikorrigert mjølk (EKM).
- Vekt: 600 kg levendevekt. Karlengen m.fl. (2012) angir 625 og 425 for henholdsvis store og små raser.
- Proteininnhold: Holdt på 17% /kg tørrstoff i totalrasjonen over alle år. Basert på utgangspunktet fra Karlengen m.fl. på 15% og 19,5% protein i henholdsvis grovfôr og kraftfôr i 2017. Med økende kraftfôrandel etter Framskrivninger for jordbrukssektoren til Nasjonalbudsjett 2019 - oppdatert juni 2019, er innholdet i kraftfôret nedjustert for at totalrasjonen blir holdt på 17%.

Kvige til påsett:

- Vekt: 540 kg.
- Framføringstid: 25,5 mnd.
- Proteininnhold: 14% i grovfôr og 18,5% i kraftfôr.

Okse til slakt:

- Vekt: 303 kg
- Framføringstid: 17,9 mnd
- Proteininnhold: 14% i grovfôr og 18,5% i kraftfôr.

Det er foretatt beregninger av effekten fra følgende tiltak gradvis innfasert over 10 år fram mot 2030:

Mjølkeku: Optimalisering av fôrresasjonen tilsvarende reduksjon i proteininnholdet fra 17% – 15,5%.

Kvige til påsett: Redusert framføringstid/innkalvingsalder til 24 mnd, i tråd med anbefalinger til kvigeoppdrett fra Tine.

Okse til slakt: Redusert framføringstid til 16,5, i tråd med snittet for Storfekjøttkontrollen 2018.

Tabell 5.3. Effekt av optimalisering og intensivering i storfeproduksjonen på utslipp av ammoniakk (NH₃) og lystgass (N₂O) i år 2030 i tonn og % av utslipp fra husdyrgjødsel.

Tiltak	NH ₃	N ₂ O	CH ₄	CO ₂ e
	utsleppsreduksjon tonn/år (%) 2030	utsleppsreduksjon tonn/år (%) 2030	utsleppsreduksjon tonn/år (%) 2030	utsleppsreduksjon tonn/år 2030
Optimalisering og intensivering i storfeproduksjonen	810 tonn (2,9%)	68 tonn (2,6%)	Ikkje rekna på Reduksjon gjødselmetan og enterisk metan	20156 tonn

Overlapping med andre tiltak

Utskilt nitrogen i husdyrgjødselen er utgangspunkt for alle videre utslippsposter i håndteringslinjen for husdyrgjødsel. Minke i mengda utskilt N reduserer dermed NH_3 -utslipp i alle ledd, men fører også til at beregnet effekt av tiltak etterfølgende i linjen blir redusert. Redusert N-gjødsling kan tenkes som et NH_3 -reduserende tiltak i fôrproduksjonen. Dette kan virke direkte inn på proteininnholdet i fôret. Sannsynligvis vil dette i så fall i noen grad bli kompensert ved økt innslag av kløver i grasengen. Ved sterk reduksjon i N-gjødsling vil avlingene bli lavere, men proteininnholdet likevel endre seg lite. Det vurderes derfor at dette vil ha relativt liten innvirkning for proteininnhold i framtidens fôrassjon, men antakelig redusert PBV, som i så fall mest sannsynlig vil bidra i gunstig retning.

5.2 Husdyrrom

I nitrogenmodellen blir det brukt standard utsleppsfaktorar for ammoniakktap ($\text{kg NH}_3\text{-N/kg TAN}$) etter retningslinjene EMEP/EMEP/EEA 2016 for ulike dyreslag. Disse er differensierte mellom blautgjødsel og fastgjødsel. På grunn av lågare temperatur i Norge er utsleppsfaktorane korrigerte med 0,93. Når det er open forbindelse mellom husdyrrom og gjødsellager (rist, spaltegolv eller strekkmetall) blir utsleppsfaktoren halvert fordi opphaldstida for gjødsla i fjøs blir redusert. Dette er den einaste differensieringa som blir tatt omsyn til, og som ein har opplysingar om gjennom husdyrgjødselundersøkinga. Det er svært mange ulike løysingar i norske husdyrrom, også innanfor same dyreslag. Vi manglar oversikt over dette, og vi manglar målingar av ammoniakkslepp for ulike løysingar under norske forhold. Det er derfor vanskeleg å vurdere om utsleppsfaktorane som er brukte i modellen samsvarar med norske forhold.

5.2.1 Storfe

I følge UNECE-rettleiaren er teknikkane for å redusere ammoniakkslepp frå husdyrrom for storfe basert på følgjande prinsipp:

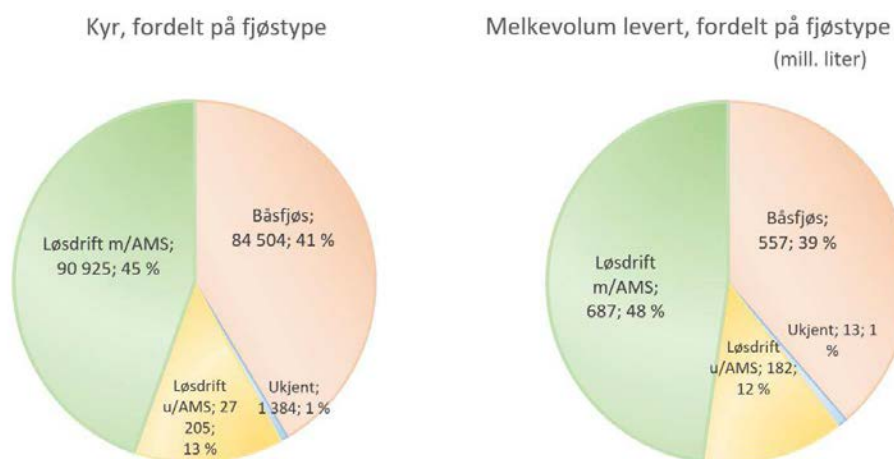
- a) Redusere overflatearealet som er tildekka med gjødsel
- b) Bruk av strø for oppsuging av urin
- c) Rask bortføring av urin; separasjon av gjødsel og urin
- d) Redusere fart og temperatur på lufta rett over gjødsla
- e) Redusere temperaturen på gjødsla
- f) Redusere areal i bygningar som er tildekka med gjødsel gjennom meir beiting
- g) Reinse lufta i husdyrrom for ammoniakk gjennom ventilasjonssystem

Tabell 5.4. Aktuelle tiltak for reduksjon av ammoniakk i fjøs for storfe etter UNECE-rettleiaren.

Tiltak	Tiltaks-kategori	NH ₃ utslepps-reduksjon (%)	Gjennomføring (føresetnader og barrierer)
«Grooved floor» Golv med spor, skrapar med tenner kvar 2. time, perforering for drenering av urin	1	46% reduksjon i forhold til spaltegolv utan skraping. 35% reduksjon utan perforering. Resultat frå eitt forsøk i Nederland. 25% reduksjon i eit anna nederlandsk forsøk	Mange ulike golvtypar i Norge. Manglar aktivitetsdata for anna enn med og utan open forbindelse mellom husdyrrom og gjødselkjellar. Norske golv må undersøkast nærmare i forhold til både aktivitetsdata og utsleppsfaktorar for å kunne rekne på dette. I SSB si undersøking er det kun spørsmål om det er open forbindelse mellom husdyrrom og gjødselkjellar. Ved gjødselkjellar og open forbindelse bør ein rekne ammoniakkutslepp frå fjøs og lager samla.
Senking av temperatur og fart på luft over gjødsla. I Norge er dette kaldfjøs med naturleg ventilasjon	1	20% Usikkert tal under norske forhold	Manglar aktivitetsdata. Er kaldfjøs mulig i heile landet? Berre ved nybygg
Rensing av luft frå ventilasjons-systemet	2	70-90%	Ikkje ved naturleg ventilasjon Manglar aktivitetsdata, kan andel fjøs med ventilasjonsanlegg estimerast?
Beiting 22 timar per døgn	1	50% reduksjon frå mjølkekyr i forhold til totale ammoniaktap frå husdyrrom, lager og spreiiing	Avgrensa beitesesong i Norge. Bruk av mjølkerobot reduserer potensialet. Forutset at husdyrrommet er reint når dyra er på beite
Beiting 18 timar per døgn	2	30%	
Beiting 12 timar per døgn	2	10%	Har ikkje aktivitetsdata for tal timar beiting per døgn for mjølkekyr. Dersom inne og ute reknar ein i SSB si undersøking 12 timar ute og halverer tida dyra er ute.

Referansesystemet i UNECE-rettleiaren frå 2014 er lausdriftsfjøs der utsleppet er 12 kg NH₃ per kuplass per år (inne heile året) medan det for bås-fjøs er 4,8 kg NH₃ per kuplass per år. Etter dette har ein tatt i bruk EMEP/EMEP/EEA 2016 der utsleppet blir rekna ut vha ein utsleppsfaktor multiplisert med innhaldet av totalt ammonium i gjødsla (TAN). I Norge var N-utskilling per ku og år 73,3 kg TAN i 2017. I den norske ammoniakkmodellen blir det for alt storfe brukt utsleppsfaktorane 0,20 og 0,19 kg NH₃-N/kg TAN for blautgjødsel og fastgjødsel (korrigert for temperatur og open forbindelse). I 2017

vart ammoniakkutsleppet per norsk kuplass med blautgjødsele dermed $73,3 \text{ kg TAN} \cdot 0,2 = 14,7 \text{ NH}_3\text{-N} \cdot 17/14 = 17,8 \text{ kg NH}_3$ før korrigering av temperatur og open forbindelse. Det er altså forholdsvis høgt, noko som kan ha samanheng med forholdsvis høg avdrott for norske kyr. For kyr på bås er utsleppsfaktoren i følgje EMEP/EEA 2016 på $0,066 \text{ kg NH}_3\text{-N/kg TAN}$. Denne utsleppsfaktoren gjev $5,9 \text{ kg NH}_3$ per norsk kuplass i 2017. Det er usikkert kvifor ein ikkje tek omsyn til oppstillingsmåte for kyr i den norske modellen, men muligens er det fordi det er innført krav om lausdrift frå 2034. Likevel er det per i dag framleis 41% av norske mjølkekyr som står på bås (Fig.5.4) og utsleppet i husdyrrom for mjølkekyr kan vere overestimert.



Figur 5.4. Tal mjølkekyr og mengde mjølk levert etter fjøsotype i 2018. AMS er fjøs med mjølkerobot (Kjelde: TINE 2018).

Golvtypar

Ved open forbindelse mellom husdyrrom og gjødselekjellar (spaltegolv) i staden for tett golv blir utsleppsfaktoren for ammoniakkutslepp i husdyrrom halvert, på same måte som i den tyske utsleppsmodellen. Resultata frå gjødseleundersøkinga 2018 viste at rekna i forhold til lagra tot-N hadde 70, 71 og 73 % av høvesvis mjølkekyr, ammeku og andre storfe open forbindelse. Teorien bak redusert ammoniakkutslepp i husdyrrom som følgje av open forbindelse er at opphaldstida for gjødsla i fjøs blir redusert i forhold til om det er eit fast dekke.

Det er mange ulike golvtypar og system for fjøs til storfe i Norge. I ein periode var det forbode å byggje fjøs med open forbindelse mellom husdyrrom og gjødselekjellar pga gassfare. Ved innføring av lausdrift for mjølkekyr i Norge vart det vanleg med tett golv og gjødselekraper som fører gjødsla til utandørs/separat gjødselelager. Det var også vanleg med spaltegolv over gjødselerenner der gjødsla blir pumpa eller skrapa til gjødselelager. Her skulle ein tru at ammoniakkutsleppet vart det same i husdyrrommet som ved spaltegolv over gjødselekjellar, men det er usikkert kva desse brukarane har svart i gjødseleundersøkinga.

I 2017 vart forbodet mot open forbindelse oppheva, og det er no vanleg å byggje gjødselekjellar under fjøs og bruk av spalteplank. Gjødselerobot blir brukt slik at opphaldstid for gjødsla i fjøs blir ytterlegare redusert, men utrekna ammoniakktap frå lager aukar dersom ein forutset at det ikkje blir danna skorpe i gjødselekjellarar med spaltegolv (sjå vedlegg 1). I dag er det også vanleg med robot på tett golv som samlar gjødsla og transporterer den til eit oppsamlingspunkt for lagring i utvendig lager.

Tiltak for reduksjon av ammoniakktap i kategori 1 i UNECE-rettleiaren er «grooved floor system» som er eit golv brukt over gjødselekjellar. Det har spor og perforeringar der urin kan drenere. Gjødsla blir mekanisk skrapa vekk kvar andre time og dumpa i ein ende som har ein liten opning mellom fjøs og

lager. Ved skraping sørger tenner for at spora blir haldne reine (Swiersta et al. 2001). Det er rekna med 25-46% reduksjon i ammoniakkutslipp avhengig av kva referansesystem som er brukt. I fleire europeiske land er det retningslinjer med maksverdiar for ammoniakkutslipp i fjøs for storfe og gris. Dette er omtalt i Bjerg et al. (2019) for Danmark og Nederland m.fl. I Danmark er grenseverdiane oppgitt som utslippsfaktorar per m². For storfe er det tett golv med skrapar og drenering av den flytande gjødsla som har lågast utslippsfaktor på 0,81. Elles har tett golv utslippsfaktoren 2,04; spaltegolv over gjødselrenner med skrapar 1,21; spaltegolv over gjødselrenner med pumpeesystem 1,63. I Nederland er grenseverdiane oppgitt som utslipp per plass per år, der maksverdien er 8,6 kg NH₃ for nye fjøs. I forhold til tett golv med skrapar er utslippet redusert med 35-45% ved spaltegolv med skrapar, mest med eit system der spalteopningane kan opnast og lukkast. I UNECE-rettleiaren er diverse ulike golvtypar utover «grooved floor» definert som kategori 2 tiltak.

Med frittstående lager er det greitt å dele opp ammoniakkutslippet mellom husdyrrom og lager og vurdere tiltak på desse to stadane. Med gjødselkjellar under fjøsen er dette vanskelegare. Med open forbindelse mellom fjøs og lager bør det vere ein felles utslippsfaktor frå husdyrrom og lager basert på målingar under norske forhold. For å betre den norske utslippsmodellen bør ein også få ei betre oversikt over andelen av ulike typar norske husdyrrom med vekt på utforming av golv. På grunn av manglande aktivitetsdata og usikkerheit rundt utslippsfaktor er det ikkje rekna på ulike golvtypar som ammoniakkreduserande tiltak.

Temperatur

I UNECE-rettleiaren er optimal fjøstemperatur eit kategori 1 tiltak som kan redusere ammoniakkutslippet med 20%. Forholda i Norge er annleis enn i varmare land der naturleg ventilasjon er mest vanleg og isolering av tak blir gjort for å seinke temperaturen. I område med mildt klima i Norge er det i dag meir vanleg med uisolerte fjøs og naturleg ventilasjon enn tidlegare. Dette gjev lågare temperatur og reduksjon av luftfart over gjødsla og vil kunne redusere ammoniakkutslippet i fjøs. Ei ulempe med naturleg ventilasjon er at det er vanskelegare å reinse fjøslufta for ammoniakk. På grunn av manglande aktivitetsdata og usikkerheit rundt utslippsfaktor blir ikkje dette rekna på vidare.

Luftreinsing

I fjøs med ventilasjonsanlegg er det mogleg å bruke ulike typar luftreinsarar som samlar ammoniakk. I rettleiaren er det oppgitt 70-90% reduksjon av ammoniakkutslipp ved bruk av kjemiske luftreinsarar (acid scrubbers, sjå til dømes Dumont, 2018 og kapittel 5.2.2 Kostnad ved bruk av luftrensere). Tiltaket hamnar i kategori 2 fordi mesteparten av europeiske husdyrrom for storfe har naturleg ventilasjon. I nederlandske retningslinjer er utslippsfaktoren ved bruk av luftreinsing med syre redusert med 54% i fjøs med tett golv. I Norge kan det vere aktuelt med luftreinsing i isolerte fjøs for storfe med ventilasjonsanlegg. Vi har tenkt at dette vil vere mest aktuelt for fjøs med mjølkekyr og rekna berre på det. Ein del andre storfe vil også følgje med dersom ein installerer filter i mjølkefjøs, men for å gjere det enkelt har vi halvert utslippsfaktoren for mjølkekyr i fjøs (frå 20 til 10%). I tillegg til å fange opp NH₃ i fjøs vil filteret også fange opp NH₃ frå gjødselkjellarar med open forbindelse til fjøs. Dette har vi ikkje tatt med i utrekningane. Bruk av biologiske filter i fjøs kan også redusere det enteriske metanutslippet, men dette har vi ikkje rekna på. Isolert sett vil dette tiltaket redusere ammoniakkutslippet med rundt 900 t0nn NH₃, men utan tiltak seinare i prosessen blir reduksjonen 480 tonn og 1,8% av totale utslipp frå husdyr. Totalt sett er effekten på lystgassutslipp liten sjølv om dei indirekte tapa i fjøsen blir redusert (Tab.5.4).

Beiting

Beiting er rekna som ein effektiv måte å redusere ammoniakkutslepp på dersom dyra er ute i meir enn 18 timar per dag (30-50% reduksjon) (kategori 1 tiltak). Dersom dyra er ute 12 timar per dag er det oppgitt ein reduksjon på 10%. Reduksjonen i ammoniakktap er avhengig av kor reint det er i fjøsen når dyra er på beite. I nitrogenmodellen er utsleppsfaktoren for mjølkekyr og ammekyr på beite 0,1 kg $\text{NH}_3\text{-N/kg TAN}$ og for anna storfe 0,06. Ved å auke beiteperioden for norsk storfe kan ein redusere ammoniakkutsleppet frå fjøs, lager og spreiding. Andel av gjødsel som blir lagt på beite er i nitrogenmodellen i dag 16% for mjølkekyr og 31% for ammekyr og andre storfe. Gjødselundersøkinga i 2018 hadde spørsmål om dette, men resultatane var ikkje klare då denne rapporten vart skriven. Andelen gjødsel på beite har for ammekyr og andre storfe vore den same frå 1990 til i dag, medan den for mjølkekyr auka frå 25% i 1990 til 29% i 2000, for deretter å minke til 16% i 2013. Sjølv om det er utfordrande å få til, blant anna på grunn av ein større andel av mjølkekyr i lausdrifts- og robotfjøs, er det rekna på ei gradvis auke av beite til 25% i 2030. Ammoniakkreduksjonen i 2030 er rekna til 799 tonn (2,9%). Dersom det er stor dyretettheit og mykje trakk på beitet er det ikkje sikkert at ein oppnår så stor reduksjon. Sjølv om ein etter urekningane får lågare indirekte lystgassutslepp aukar det utrekna totale lystgassutsleppet med 23 tonn (0,9%) fordi utsleppsfaktoren for direkte utslepp på beite er større enn ved gjødsling etter retningslinjene som Norge brukar (IPCC 2006). IPCC har i 2019 gjort ein del justeringar i utsleppsfaktorar, blant anna når det gjeld lystgassutslepp frå jord (IPCC 2019). I vått klima er det her ingen skilnad i direkte lystgassutslepp mellom husdyrgjødsel tilført ved gjødsling eller lagt frå seg på beite av storfe ($\text{EF} = 0,006$). I tørt klima er utsleppsfaktoren på beite mindre enn halvparten av faktoren ved gjødsling. Beiting har positiv effekt på metanutsleppet frå lagra gjødsel og blir i våre utrekningar redusert med 467 tonn (4%) (Tab. 5.5). Ved å bruke nye utsleppsfaktorar ville auka beiting fått ein større positiv effekt på klimagassutslepp, men det er uklart når dei nye retningslinjene fra IPCC vil bli obligatorisk å ta i bruk i rapporteringa under FNs klimakonvensjon.

Vi har ikkje beregna auka direkte kostnader av å auke andelen gjødsel lagt frå seg på beite til 25% for mjølkekyr i 2030. Det medfører likevel nokre praktiske utfordringar og kostnader, blant anna i form av auka arbeidstid. Mjølkekyr må flyttast ut og inn i fjøset for mjølking, og for å minimere tidsbruken bør beitet helst ligge nær fjøsen. Der ein har gode forhold for beiting kan ein oppretthalde ytinga, og ein reduserer kostnader til hausting av grovfôr. For mange mjølkebruk vil dette likevel ikkje være mogleg, så det gjeld å stimulere dei bruka som har denne moglegheita til å bruke den.

For ein del er det aktuelt å kombinere beiting i utmark og innmark for å få lengst mogleg beitesesong. Der ein har avgrensa beiteressursar på innmark er det aktuelt å ta siste del av laktasjonen på innmarksbeite om våren for deretter å sleppe dyra i utmark etter avsining. På denne måten reduserer ein faren for redusert yting, ein sparar grovfôr og reduserer klimagassutslepp knytt til grovfôrproduksjon. Det er positivt for å vedlikehalde kulturlandskapet og muligens for albedoeffekt og karbonlagring i jord.

Tabell 5.5. Effekt av beiting og luftreinsing i fjøs til mjølkeku på utslipp av ammoniakk (NH₃), lystgass (N₂O) og metan (CH₄) i år 2030 i tonn og % av utslipp frå husdyrgjødsel.

Tiltak	NH ₃ utsleppsreduksjon tonn/år (%) 2030		N ₂ O utsleppsreduksjon tonn/år (%) 2030		CH ₄ utsleppsreduksjon tonn/år (%) 2030		CO ₂ e utsleppsreduksjon tonn/år 2030	
Auke i andelen gjødsel lagt på beite frå 16-25% for mjølkekyr	800 tonn	(2,9%)	-23 tonn	(-0,9%)	467 tonn	(4%)	4825 tonn	
Luftreinsing med filter i fjøs for mjølkekyr	480 tonn	(1,8%)	-6,2 tonn	(-0,2%)	0 tonn		-1858 tonn	

5.2.2 Svin

I nitrogenmodellen reknar ein alle typar gris for slaktegris med utsleppsfaktorane 0,28 og 0,27 kg NH₃-N/kg TAN i husdyrrom for høvesvis blaut- og fastgjødsel. Det vil sei at 28 og 27% av totalt ammoniumnitrogen fordampar som ammoniakk-N i husdyrrommet. Det er slaktegris som utgjer den største gruppa av gris. I 2017 var det rundt 480 000 årsplassar, medan det var 47 000 purker. Referansesystemet i UNECE-rettelearen er fullt spaltegolv med gjødselkjellar under og mekanisk ventilasjonsanlegg. Ved å redusere arealet med spaltegolv til rundt 50% kan ammoniakkutsleppet reduserast med 15-20% fordi ein får mindre tap frå gjødsla som er lagra i kjellaren. Spaltar av metall eller plastdekke gjev mindre utslipp enn betongspalte fordi gjødsla glir lettare av. Plassering av fôr og vatn som minimerer at gjødsla blir lagt frå seg på fast dekke kan redusere ammoniakktapet.

UNECE-rettelearen estimerer at hyppig fjerning av gjødsla frå golvet ved hjelp av vakumsystem kan redusere utslipp med 25%. Redusert areal med spaltar og mindre gjødselkjellar under kan også redusere utslappa. For å redusere mengde møkk på fast dekke kan ein ha spaltar over gjødselkanal på etearealet sidan det er her grisen oftast legg frå seg gjødsel. Ved bruk av vatn i kanalen blir gjødsla uttynna og system med gjødselkanal og vatn kan i følgje rettleiaren redusere utslappa med 40-50%. Diverse utformingar som reduserer overflate med gjødsel i kombinasjon med gjødslekanal m.m. gjev reduksjonar på 40-65%. Tilsetning av syre til pH under 6 kan redusere utslappa med rundt 60%. Avkjøling av overflata av gjødsla er også brukt, og her reknar rettleiaren 45-75% utsleppsreduksjon. Luftreinsing med syrefilter eller biofilter kan redusere utslappa med 70-90%. Det er mest økonomisk ved innstallering i nye hus, då det gjerne krev ombygging av ventilasjonsanlegga i gamle bygningar. Eit flytelag av plastikkballar på gjødseloverflata kan redusere utslippet med 25%, medan separasjon av urin og gjødsel kan gje 70% utsleppsreduksjon.

I Nederlandske retningslinjer er det i nye bygningar frå 2020 krav om at utslipp frå slaktegris skal vere under 1,5 kg NH₃/plass og år. For bygningar med over 2000 slaktegris er kravet 1,1. Fullt spaltegolv over gjødselkjellar gjev 4,5 kg NH₃/plass og år, medan ulike tiltak reduserer utslippet til 0,9-1,6 kg NH₃/plass og år. Luftreinsing med filter blir rekna som mest effektivt. Til samanlikning blir utslipp frå slaktegris i den norske modellen rekna til 2,1 kg TAN/dyr*0,28=0,588 kg NH₃-N per dyr * 3,3 innsett= 1,94 kg NH₃-N *17/14=2,36 kg NH₃*0,93 (temp.faktor) = 2,19 og halvert når det er open forbindelse mellom gjødselkjellar og husdyrrom.

I norsk forskrift om hold av svin er det krav om liggeareal med tett golv der alle dyr kan ligge samtidig og krav om bruk av strø. Svin skal ha separat liggeplass og gjødselplass, der ein mindre del av førtroa kan vere over gjødselplassen. I praksis blir areal med fast dekke ca 75%. Elles heiter det: «Det skal gjennomføres tiltak for å hindre at det er skadelige mengder av gjødselgass i dyrerommet. I nybygg skal forbindelsen mellom dyrerom og gjødsellager være utformet slik at gjødselgassforgiftning ikke

oppstår». I praksis betyr dette kanal med vakumutgjødsling, og dette blir brukt uavhengig om gjødsla blir lagra i gjødsekkjellar eller i utvendig kum.

Resultata frå gjødseleksundersøkinga 2018 viste at rekna i forhold til lagra tot-N hadde 30% av blaut grise-gjødseleks open forbindelse mellom husdyrrom og gjødsekkjellar, medan 70% hadde tett forbindelse. Det er dermed ein forholdsvis liten del som får redusert utsleppet i husdyrrommet på grunn av open forbindelse. Korleis dette stemmer med dei faktiske forholda i norske grise-fjøs er usikkert. Her trengst det ei betre kartlegging av norske grise-fjøs og målingar av faktiske ammoniakkutslepp.

Tabell 5.6. Aktuelle tiltak for grise-fjøs i UNECE-rettleiaren.

Tiltak	Tiltaks-kat.	NH ₃ utsleppsreduksjon (%)	Gjennomføring (føresetnader og barrierar)
Syretilsetting i gjødselekskanal for å senke pH til <6	1	60% reduksjon i forhold til referanseverdi i rettleiaren, men effekten er avhengig av utgangspunktet	Manglar aktivitetsdata for anna enn med og utan open forbindelse mellom husdyrrom og gjødsekkjellar. Norske svinefjøs må undersøkast nærmare for å få aktuelle aktivitetsdata og utsleppsfaktorar Helsefare ved bruk av sterke syrer, organiske syrer er også aktuelle
Reinsing av ventilasjons-luft vha syre- eller biofilter	1	70-90% reduksjon i forhold til referanseverdi i rettleiaren, men effekten er avhengig av utgangspunktet	Det mest effektive tiltaket. Alle grisehus har ventilasjonsanlegg. Mest aktuelt ved nybygg, kan krevje ombygging av ventilasjonsanlegg i eksisterande bygg.

Aktuelle tiltak i tillegg til dei som allereie er innført er tilsetting av syre i gjødselekskanalen og bruk av kjemiske eller biologiske filter i ventilasjonssystemet (Tab. 5.6). Vi har kun rekna på effekten av å bruke filter. Det er gjort ved å halvere utsleppsfaktoren i fjøs frå 28 til 14%. Dette er ein mindre reduksjon enn det som er mogleg, men gjort for å vege opp for at det ikkje er realistisk at alle fjøs kan innstallere filter. Isolert sett vil dette tiltaket redusere ammoniakkutsleppet med rundt 650 t0nn NH₃, men utan tiltak seinare i prosessen blir reduksjonen 360 tonn og 1,3% av totale utslepp frå husdyr. Totalt sett blir effekten på lystgassutslepp liten sjølv om dei indirekte tapa i fjøsen blir redusert (Tab. 5.9). Kor stor andel av grise-fjøsa som i realiteten kan sette inn filter i ventilasjonssystemet bør kartleggast meir nøyaktig enn det har kunne gjort i dette oppdraget. Ein bør også føreta målingar av ammoniakkutslepp i grise-fjøs før ein vurderer dette. Det bør også vere mulig å rekne på dette i ammoniakkmodellen på ein annan måte enn det som er tilfelle i dag.

Kostnad ved bruk av luftrensere

Luftrensere (også kalt scrubbers) kan rense luften for vannløselige gasser som ammoniakk. Teknologien er tilgjengelig i Norge, men rettet til andre sektorer enn jordbruk, for eksempel biogass, kjøle- og prosessanlegg, og kloakkrensaneanlegg. (<https://www.purenviro.com/produkter/scrubber/>). I Nederland og Danmark er luftrensere tatt i bruk for å fjerne lukt, støv og ammoniakk, særlig fra svinefjøs men også fjørfjøs. Det er mulig å gjenbruke nitrogenet fra ammoniakken som er rensset ut, som gjødsel (<https://www.veldmangroup.com/interior/air-scrubbers/>). Det er i hovedsak to typer luftrensere, ett biologisk system og ett kjemisk system. Det første systemet bruker bakterier til å fjerne ammoniakk fra rens vannet og kan fjerne opptil 88 prosent ammoniakk, og 81 prosent lukt. Det kjemiske systemet bruker syre som senker pH i vaskevannet, og fjerner 70-95 prosent ammoniakk, men mye mindre eller ikke noe luktreduksjon. Disse to systemene lar seg også kombinere og kan dermed fjerne en høyere andel av både ammoniakk og lukt.

Selve luftrenseren er en egen fysisk struktur som plasseres utenfor fjøset og kobles til ventilasjonsanlegget. I følge nederlandske Veldman Techniek kan den også plasseres på taket, noe som vil kreve litt ombygging men som gjør det enklere å tilpasse en sentralt plassert ventilasjonskanal. Nevnte leverandør kan også tilpasse systemet til fjøs med «åpen ventilasjon». Nederlandske F-air annonserer at ingen tilpasninger i fjøset er nødvendig. Scrubberen kan inngå i et system med varmeveksler slik at mindre varme forsvinner ut av bygningen og potensielt sparer energi.

I Danmark står det 5 forskjellige luftrensere fra 3 leverandører på «Teknologilisten¹». Denne listen består av miljøteknologier som har en dokumentert effekt på ammoniakkutslipp, lukt, eller begge deler. Disse teknologiene tar ut mellom 97 og 91 prosent av ammoniakken i lufta fra fjøset.

Tabell 5.7 viser en dansk beregning av investering og årlige merkostnader ved bruk av en kjemisk luftrenser i fjøs med forskjellige størrelser (DE = dyreenheter) (Adamsen m.fl. 2016). Utgangspunktet her er et slaktegrisfjøs med en tredjedel drenert (drænet) gulv og to tredjedeler spaltegulv. Verdien av nitrogen som er rensset ut er trukket fra kostnadene. Oversikten viser at kostnaden per kg nitrogen reduseres jo større fjøset er, med unntak for de aller største fjøsa.



Figur 5.5. Luftrenser til svinefjøs.
Kilde: <https://agrifarm.dk/agri-airclean/#airclean>

¹ <https://mst.dk/erhverv/landbrug/miljoeteknologi-og-bat/teknologilisten/gaa-til-teknologilisten/luftrensning/>

Tabell 5.7. Danske tall for kostnad ved kjemisk luftrensning av svinefjøs med forskjellige størrelser (DE = dansk dyreenhet, 57 DE tilsvarer 2 625 produserte griser). Beregnet investeringsbehov, årlige merkostnader og kostnadseffektivitet i fjøs med drenerende gulv og en luftrenser med effektivitet på 90 prosent. Kilde: Adamsen m.fl. 2016.

Kjemisk luftrensning	Antal DE					
	75	150	250	500	750	950
100 % luftrensning						
Investering, kr./DE	4.627	3.842	3.936	3.936	3.936	4.452
Årlige meromkostninger, kr./DE	928	729	712	672	662	747
Kg N redusert pr. DE	12,7	12,7	12,7	12,7	12,7	12,7
Omkostningseffektivitet, kr./kg. N redusert ¹⁾	73	57	56	53	52	59
60 % luftrensning						
Investering, kr./DE	4.271	3.487	2.305	2.305	2.305	2.728
Årlige meromkostninger, kr./DE	838	623	446	415	399	458
Kg N redusert pr. DE	11,3	11,3	11,3	11,3	11,3	11,3
Omkostningseffektivitet, kr./kg. N redusert ¹⁾	74	55	40	37	35	41
20 % luftrensning						
Investering, kr./DE	2.967	2.136	1.281	1.046	980	877
Årlige meromkostninger, kr./DE	625	390	237	168	138	123
Kg N redusert pr. DE	7,7	7,7	7,7	7,7	7,7	7,7
Omkostningseffektivitet, kr./kg. N redusert ¹⁾	81	51	31	22	18	16

¹⁾ Inklusiv verdien av spart kvælstofutslipp. Kilde: Genberegning basert på en økonomisk fremskrivning av verdier angitt i Hansen *et al.* (2014).

I tabell 5.7 (hentet fra Adamsen m.fl. 2016) er danske kostnader oppgitt per DE (dyreenhet) der 75 danske DE, som er det laveste oppgitte antall, tilsvarer 2 625 produserte slaktegriser. Øvre konsesjonsgrense i Norge er 2 100 omsatte/slakta dyr. Går vi til kilden (Hansen m.fl. 2013) er det oppgitt følgende investeringskostnader for kjemiske luftrensere: fra 365 000 norske kroner for fjøs med 75 DE til 4,4 millioner norske kroner for fjøs med 950 DE. Biologiske luftrensere er litt mindre effektive, men har også litt lavere investeringskostnad: fra kroner 313 000 for fjøs med 75 DE til 1,9 mill for fjøs med 950 DE (omregnet fra danske kroner med 2014-kurs).

Luftrensere vil være aktuelt også for norske svinefjøs med «sentral» ventilasjon, selv om det er noe usikkerhet knytta til tilpasningsmuligheter. Den største barrieren vil være kostnad, og om tilpasning til eksisterende ventilasjonsanlegg er mulig. Tiltaket består av en betydelig investering, og har årlige driftskostnader. På grunn av kostnadene vil det kun være aktuelt for de største svinefjøsa, og kanskje kun ved nybygging på grunn av tilpasning til ventilasjonssystemet. En investeringskostnad på 500 000 kr (dansk pris justert til norske kroner og rundet av oppover) med en levetid på 15 år, årlig merkostnad på 95 000 kr gir en netto nåverdi av kostnaden på kr 1 030 000. Verdien av nitroget som blir rensert ut av luftrenseren (kr 38 500 er år) er her tatt med ved å beregne hva tilsvarende mengde nitrogen i mineralgjødning ville koste. Ett slaktegrisefjøs som produserer til konsesjonsgrensa på 2100 omsatte/slakta kvart år, kan ved fast dekke ha et NH₃-utslipp på (2,19*2100) 4,6 tonn årleg. Med et luftfilter som reduserer utslippet med 80 %, vil kostnad per tonn redusert NH₃ være kr 18 561. Utslippsreduksjonen avtar imidlertid en god del når man tar hensyn til ammoniakktapet ved lagring og spredning av gjødsla, og dermed er kostnaden per tonn redusert NH₃ i praksis høyere. Nøyaktige utregninger er kompliserte å gjøre uten bruk av nitrogenmodellen, og modellen legger ikke til rette for å regne på dette.

Tabell 5.8. Privatøkonomiske kostnader ved luftrensing av ett slaktegrisfjøs.

Investering	Kr 500 000
Årlig merkostnader, drift	Kr 95 000
Årlig reduksjon i ammoniakkutslipp	3,7 tonn
Verdi av spart N, årlig	Kr 39 590
Netto nåverdi (15 år)	Kr 1 030 116
Kostnad per tonn redusert ammoniakk	Kr 18 561

Tidligere forsøk på å beregne kostnadene på slike luftrensere basert på tall fra Tyskland og Belgia², gikk ut fra en høyere investeringskostnad (nesten 700 000 kr) men mye lavere driftskostnader (27 300 kr årlig). Det er imidlertid krevende å bruke tall fra land med mye større fjøs og produksjon, særlig for en teknologi som har så tydelige stordriftsfordeler. Det er forventet at teknologien i framtida blir billigere, og luftrensing kan bli et kostnadseffektivt tiltak for å redusere ammoniakkutslipp fra husdyrrom i framtida.

Den samfunnsøkonomiske kostnaden av luftrensere som tiltak for å redusere ammoniakk fra norske svinefjøs er ikke beregnet fordi det er vanskelig å si hvor mange fjøs som vil kunne investere i en luftrenser, og effekten av slike luftrensere.

5.2.3 Fjørfe

I 2017 var 23,5 % av hønene oppstalla i innreia bur, medan 70 % var frittgåande. Økologisk produksjon stod for 6,5 % av høneplassane³. Verpehøner kan anten haldast i lausdriftssystem (frittgåande) med eller utan avarier (etasjar) eller i bur. Dersom dei er frittgåande kan husa vere bygde opp i etasjar, der hønene kan bevege seg fritt mellom etasjane. Bygningane kan ha inntil fire etasjar.

I slaktekyllingproduksjon blir det lagt inn et lag med djupstrø før innsettet. Etter at produsjonen er ferdig, blir strø og gjødsel fjerna frå dyrerommet og lagt på lager.

I hus for verpehøns er det vanleg å bruke gjødselbelter i dyrerommet under bura til hønene. Gjødselbelta transporterer gjødsla ned til eit tverrband/skrue som fraktar gjødsla ut av dyrerommet via luke/dør/post i vegg, eller til ei opning i golvet til gjødselekjellar. I bura, eller dersom dei er frittgåande, er vaglane plasserte over gjødselbanda slik at gjødsla fell direkte ned på banda. Eit alternativ kan vere å bruke skraper til uttransporten.

I nitrogenmodellen er det brukt emisjonsfaktorar frå EMEP/EMEP/EEA 2016. Desse er på 41 % av totalt ammoniumnitrogen (TAN) for verpehøner og 28 % for slaktekyllinger. Det er dei same faktorane for både blautgjødsel og fastgjødsel. Faktorane blir korrigerte med ein faktor på 0,93 på grunn av låg temperatur i Norge.

Tabell 5.9 viser kva slags lagertypar som blir brukte i verpehøns- og slaktekyllingproduksjon etter gjødselundersøkinga 2018. Tabellen viser at lagring av gjødsel i kjellar eller anna hus er mest vanleg for verpehøns (68%). Statistikken gjev ikkje oversikt over om gjødsla er lagra som fastgjødsel eller som blautgjødsel, men den gjødsla som er lagra utandørs er nok fastgjødsel. Når gjødsel er lagra utandørs er det mest vanleg å ikkje ha tak. I slaktekyllingproduksjonen er det mest vanleg å lagre gjødsla ute direkte på bakken utan tak (57%). I underkant av 20% har lagring utandørs på botnplate og 20% lagrar

² <https://svineportalen.no/luftrensing-i-grisehus-er-palagt-i-tyskland-og-belgia/>

³ <https://www.animalia.no/no/Dyr/fjorfe/helse-og-velferd-hos-verpehons/ulike-driftsformer-for-eggproduksjon/>

gjødsla i kjellar eller i anna hus. I nitrogenmodellen blir lagersystema for verpehøns og slaktekylling slått saman.

Tabell 5.9. Fordeling av ulike lagersystem for gjødsel frå verpehøner og slaktekyllingar etter mengd total-nitrogen.

Dyre-gruppe	I alt	Med gjødselkjellar/hus o.l.	Med lager utandørs direkte på bakken			Med lager utandørs på tett botnplate		
			I alt	Med tak	Utan tak	I alt	Utan tak	Med tak
Verpehøner	2 969	2 017	629	93	518	323	255	68
	100 %	68 %	21 %	3 %	17 %	11 %	9 %	2 %
Slaktekylling	2 277	460	1 398	95	1 217	419	(98)	317
	100 %	20 %	61 %	4 %	57 %	18 %	4 %	14 %

Faktorane som blir brukte for ammoniakktap ved lagring av gjødsel er 14% av TAN for verpehøner og 17% for slaktekyllingar. Faktorane blir korrigert med ein faktor på 0,85 på grunn av låg temperatur i Norge.

Utrekninga av utsleppsfaktorar baserer seg på referanseteknologi. I dokumenta til UNECE⁴ er denne teknologien definert som bur i same rommet som lagring av gjødsel. Dei krava til dyrehald som vi har i Norge, er vurdert som tiltak innan Kategori 2.

Tabell 5.10. Aktuelle tiltak for fjørfe i UNECE-rettleiaren.

Tiltak	Tiltaks-kategori	NH ₃ utslepps-reduksjon (%)	Gjennomføring (føresetnader og barrierar)
Tørking gjennom auka ventilasjon av djupstrø og gjødsellager med tett dekke	1	60% - 70% reduksjon i forhold til referanseverdi i rettleiaren, men effekten er avhengig av utgangspunktet	Krev at lager eller bygningar er bygd slik at tiltaket kan gjennomførast
Reinsing av ventilasjons-luft vha syre- eller biofilter	1	70-90% reduksjon i forhold til referanseverdi i rettleiaren, men effekten er avhengig av utgangspunktet	Det mest effektive tiltaket. Alle fjørfebygg har ventilasjonsanlegg. Mest aktuelt ved nybygg, kan krevje ombygging av ventilasjonsanlegg i eksisterande bygg.

⁴http://www.unece.org/fileadmin/DAM/env/documents/2012/EB/N_6_21_Ammonia_Guidance_Document_Version_20_August_2011.pdf

Ein kan merke seg at utsleppet frå lager er lågare enn utsleppet frå dyrerom og at UNECE-rettleiaren ikkje listar opp metodar for å redusere utslepp frå lager. Moglege tiltak kan vere tørking av gjødsel (reduksjonspotensial lik husdyrrum, 60 – 70 %) eller tildekking av lageret med duk (reduksjonspotensial lik det ein oppnår i blautgjødsel, 60 %). Reduksjonspotensialet gjeld både for verpehøner og slaktekyllingar.

Vi har rekna på ei halvering av utsleppsfakoren i husdyrrum for kylling (28 til 14%) og verpehøns (41 til 21%). Isolert sett reduserer dette ammoniakkutsleppet med 490 tonn, men dersom det ikkje blir innført tiltak seinare i handteringa blir effekten redusert til 390 tonn (1,4%). Effekten på totale N₂O-utslepp er minimal (Tab.5.10). Kor stor andel av fjørfehusa som i realiteten kan sette inn filter i ventilasjonssystemet bør kartleggast meir nøyaktig enn det ein har kunne gjort i dette oppdraget. Ein bør også føreta målingar av ammoniakkutslepp i fjørfehus før ein vurderer dette. Det bør også vere mulig å rekne på dette i ammoniakkmodellen på ein annan måte enn det som er tilfelle i dag.

Tabell 5.11. Effekt av luftreinsing i fjøs til gris, verpehøns og slaktekylling på utslepp av ammoniakk (NH₃) og lystgass (N₂O) i år 2030 i tonn og % av utslepp frå husdyrgjødsel.

Tiltak	NH ₃ utsleppsreduksjon tonn/år (%) 2030	N ₂ O utsleppsreduksjon tonn/år (%) 2030	CO ₂ e utsleppsreduksjon tonn/år 2030
Luftreinsing grisekjøp	360 tonn (1,3%)	-4,5 tonn (-0,2%)	-1328 tonn
Luftreinsing fjøs høne og slaktekylling	390 tonn (1,4%)	-0,9 tonn (0,04%)	-270 tonn

Kostnaden av luftreinseteknologi for fjørfe er dårligere dokumentert enn for svinekjøp. Dette er nok fordi det er mindre vanlig, særlig i Danmark der svineproduksjonen er stor. Sjølv om slik luftreinsing kan fjerne store deler av ammoniakkutslipp frå fjøset, blir kostnaden av dette så usikkert at vi har valt å ikkje gjere utrekningar for det.

5.3 Lagring

I nitrogenmodellen er det rekna med utsleppsfaktorar for tap av ammoniakk frå lager frå ulike dyreslag delt mellom blautgjødsel og fastgjødsel etter EMEP/EMEP/EEA 2016 sine retningslinjer. Desse er justert med ein temperaturfaktor på 0,85 pga lågare temperatur i Norge. Det er tatt omsyn til om lagringsmåten reduserer utsleppa i forhold til ein referanseverdi.

5.3.1 Storfe- og svinegjødsel

Utsleppsfaktorane for lagring av storfe gjødsel er i følge EMEP/EMEP/EEA 2016 på 20 (17) og 27 (23)% NH₃-N/TAN for blautgjødsel og fastgjødsel, medan dei for svinegjødsel er 14 (12) og 45 (38)% der det ikkje er gjort reduserande tiltak for ammoniakkutslepp (temperaturjusterte verdiar i parantes). Desse utsleppsfaktorane gjeld for gjødselkjellarar med spaltegolv, opne utandørs lager, innandørs og utandørs talle og utandørs lagring av fastgjødsel. På blautgjødsel av storfe blir det danna skorpe, men ikkje på svinegjødsel i kaldt klima. Ved bruk av gjødselkjellarar med spaltegolv reknar nitrogenmodellen med at kontinuerleg tilførsel av gjødsel hindrar danning av skorpe på storfe gjødsel. Ved utandørs lagring utan tak reknar ein at det blir danna skorpe på storfe gjødsel, og at ammoniakkutsleppet blir redusert med 40%.

Tak og dekke

I UNECE-rettleiaren for reduksjon av ammoniakkutslepp (Bittmann et al. 2014) gjev «tette» tak størst reduksjon med 80% av referanseverdien. Flytande dekke av til dømes presenning eller leca-kuler gjev 60% reduksjon og naturleg skorpe gjev 40% reduksjon. Alle desse er kategori 1 tiltak, medan «lågteknologidekke» av til dømes halm kjem i kategori 2 (40% reduksjon). I Norge blir Plany flytedekke produsert til bruk på gjødsellager. Det er ein kraftig presenning festa til ein flytering som flyt oppå gjødsla. Presenningen kan enkelt løftast frå overflata ved røring og tømning. Ei dykkpumpe som lett kan flyttast sørger for å pumpe vekk regnvatn frå overflata.

Tilsetting av syre

Tilsetting av syre er ikkje med i UNECE-rettleiaren under lagring, men under spredning er det oppgitt 70% reduksjon ved tilsetting i lager. Senket pH i husdyrgjødsel fører til at mindre ammonium($\text{NH}_4^+(\text{aq})$) går over til ammoniakk($\text{NH}_3(\text{g})$), fordi likevekten mellom disse forbindelsene er pH avhengig. Syrer kan tilsettes for å senke pH. Svovelsyre(H_2SO_4), som er en sterk syre, er mest brukt på grunn av pris, og at den har gjødselverdi til plantene. Effekten avhenger av hvor mye pH reduseres. Forsuring med svovelsyre er i utstrakt bruk i Danmark, som alternativ til nedfelling i tilfeller der overflatespredning er mer aktuelt. pH 5,5 er ofte en målsetting ved forsuring i fjøs og lager, mens direkte forsuring ved spredning ikke krever like lav pH. 2,5 l (4,5 kg) svovelsyre per tonn husdyrgjødsel ser ut til å være en vanlig mengde ved direkte forsuring ved spredning, mens det er behov for en større mengde ved forsuring på lager. Leverandører foreslår en mengde på 6-8 kg, men testing på gårder har vist at det kan gå med betydelig mer. Det er ansett som fornuftig å bruke tiltrekkelig mengde til å halvere NH_3 -utslippene. I følge UNECE-rettleideren kan det oppnås 60 eller 70% redusert utslipp av ammoniakk med henholdsvis forsuring ved spredning eller i fjøset, slik at pH i blautgjødsele kommer under 6. Detaljer om metoden og forsøk er nylig beskrevet i en bacheloroppgave (Østerås, 2018). Utslipet av metan og lystgass blir også redusert ved kjemisk forsuring. Kanskje så mye som 60% for metan, men dette får man trolig liten nytte av når syren ikke tilsettes før ved spredning.

Biologisk forsuring eller gjæring i husdyrgjødsel

Det er oppnådd forsurende effekt ved gjæring i husdyrgjødsel. Det ser ut til å være flere metoder og tilsetninger i bruk og under utprøving. I Danmark har tilsetting av melasse eller sukker sett lovende ut. Bokashi Norge (2018) har blant andre et prosjekt pågående med testing av en kombinasjon av flere tilsetninger til husdyrgjødsel, der hovedingrediensen er melasse og effektive mikroorganismer.

Tilsats av sukker eller melasse øker metanproduksjonspotensialet. Dette er positivt når husdyrgjødsel skal inn i en biogassreaktor, men kan trolig også medføre fare for økte utslipp. Dette ble likevel ikke påvist i norske undersøkelser (Bokashi Norge), men undersøkelsene tyder likevel på et karbontap i fermentert husdyrgjødsel. Blant annet kan tap i form av metan ikke utelukkes.

Utrekna ammoniakkreduksjon ved lagertiltak

Vi har rekna på effekten av at alle opne lager for storfegjødsel får tak. Isolert sett gir dette ein reduksjon i ammoniakkutslepp på i overkant av 500 tonn NH_3 , men utan endringar i spreiemetode blir estimert effekt redusert til 310 tonn (1,1%). Estimerte lystgassutslepp aukar med 3,3 tonn (0,13%) og det blir ingen reduksjon av metanutsleppet slik nitrogenmodellen reknar dette ut. Vi har også rekna på effekten av at 60% av opne lager for grisegjødsel får tak og 40% får flytande dekke av plast eller liknande. Dette gjev ein reduksjon i ammoniakkutsleppa på 69 tonn (0,3%). Det gjev auke i lystgassutsleppa, men ein reduksjon i metanutsleppa i følge utrekningane. Det er usikkert om det er dette som skjer i praksis sidan grisegjødsel ikkje dannar skorpe. Det er ikkje nok med eit tak eller kunstig dekke, det må vere eit porøst dekke der metan blir oksidert til CO_2 (til dømes kutta halm). Korleis nitrogen- og metanmodellen reknar på dette må undersøkast nærmare.

Tett lagring av all gjødsel frå verpehøns og kylling gjev ein reduksjon i utslepp på 47 tonn, men utan spreietiltak er reduksjonen berre på 28 tonn (0,1%).

Det er mulig at det framover blir ein større andel frittstående lager for storfe- og grisegjødsel og ein mindre andel gjødselkjellarar. For gris er det ein forholdsvis liten andel av gjødsla som i dag blir lagra i kjellar med spaltegolv, medan ein større andel blir lagra i tett kjellar. Ammoniakkutsleppet frå tett kjellar er i ammoniakkmodellen redusert med 60% i forhold til opne lager og gjødselkjellar med spaltegolv. Dersom det skjer ein overgang frå tett kjellar til opne utandørs lager vil ammoniakkutsleppet auke framover og innføring av tak på alle opne lager vil få større total effekt. For storfe er ein større andel av gjødsla i dag lagra i gjødselkjellarar med spaltegolv enn i tett gjødselkjellar. Dagens nitrogenmodell reknar at det ikkje blir skorpe på storfegjødsel lagra i gjødselkjellar med spaltegolv, men at det blir det i open kum ute med ein reduksjon i ammoniakktapet på 40%. Ein overgang frå kjellar med spaltegolv til utandørs lager for storfe vil dermed redusere dei estimerte ammoniakktapa. I praksis vil gjerne ikkje skilnaden bli så stor (sjå vedlegg 1 om skorper). Skjer overgangen frå tette gjødsellager vil ammoniakktapa auke ein del, og innføring av tak på alle opne lager vil ha større total effekt.

Bruk av syre i lager kan gje ein reduksjon i ammoniakkutslepp på 60%. Det er ikkje mulig å legge dette inn i nitrogenmodellen, men ammoniakkreduksjonen er den same som ved bruk av eit kunstig dekke. Vi har rekna på syretilsetting i opne kummar med grisegjødsel ved å auke andelen med kunstig flytedekke frå 1 til 34%, og ein reduksjon i opne kummar frå 33 til 0%. Isolert gjev dette ein reduksjon på 109 tonn NH₃, men utan spreietiltak blir reduksjonen berre på 64 tonn (0,2%). Syretilsetting til lager reduserer også metanutsleppa (Hou m.fl., 2015), men det har vi ikkje rekna på. Heller ikkje effekten på lystgassutslepp. Skal desse utsleppsreduksjonane estimerast må det vere mulig å legge inn syretilsetting i både nitrogen- og ammoniakkmodellen.

Tabell 5.12. Effekt av tiltak i gjødsellager på utslepp av ammoniakk (NH₃), lystgass (N₂O) og metan (CH₄) i år 2030 i tonn og % av utslepp frå husdyrgjødsel og samfunnsøkonomisk kostnad i kr/tonn redusert NH₃.

Tiltak	NH ₃ utslepps- reduksjon tonn/år (%) 2030	N ₂ O utslepps- reduksjon tonn/år (%) 2030	CH ₄ utslepps- reduksjon tonn/år (%) 2030	CO ₂ e utslepps- reduksjon inkl spart mineral- gjødsel-N tonn/år 2030	Samfunns- økonomisk kostnad kr/tonn redusert NH ₃
Tak på opne lager storfegjødsel	310 tonn (1,1%)	-3,3 tonn (-0,13%)	0	-503 tonn	Kr 95 575
Tak/dekke på opne lager grisegjødsel	69 tonn (0,3)	-3,4 tonn (0,13%)	300 (2,4%)	6835 tonn	Kr 54 230
Tett lagring høne- og kyllinggjødsel	28 tonn (0,1)	-0,4 tonn (-0,01%)	Ikkje utrekna	-111 tonn	Ikkje utrekna
Syre i opne grise- gjødsellager	64 t0nn (0,2)	Positivt	Positivt	Positivt	Ikkje utrekna

Kostnad på tett tak over utendørs gjødsellager for storfe og svin

Gjødselundersøkinga har beregnet antall jordbruksbedrifter med utendørs gjødsellagre (gjødselkum, silo eller lagune), med og uten dekke. Vi antar at hver jordbruksbedrift kun har ett utendørs lager, og kostnaden av tiltaket er knyttet til å investere i et tett tak eller flytende dekke på dette lageret. Tabellen under viser antall jordbruksbedrifter med utendørs gjødsellager med og uten tak. For lager for gjødsel av svin er de med «annet flytende dekke» trukket fra. For 2013 har vi bare opplysninger om lager for gjødsel for svin.

Tabell 5.13. Antall jordbruksbedrifter med utendørs lager for gjødsel av storfe og svin

	2018		2013	
	I alt	Uten tak	I alt	Uten tak
Med lager for gjødsel fra storfe	3461	2848	-	-
Med lager for gjødsel fra svin	844	544	680	550

Kilde: Gjødselundersøkinga 2018, SSB, og Gundersen og Heldal (2015)

Bechmann m.fl. (2016) beregnet at samlet kostnad for tett tak på utendørs gjødsellager for svin ville være 127 millioner kroner (2015-priser). Det var da brukt priser på litt forskjellige typer takløsninger, og det er svært vanskelig å si hvilke løsninger som den enkelte jordbruksbedrift vil velge.

Kostnadsberegningene i dette tilfellet er også basert på forskjellige løsninger. For lager for storfe må det bygges tett tak, siden flytende plastdekke ikke vil gi særlig effekt utover skorpedanning. Tabell 5.14 viser hvordan fordelingen mellom de forskjellige løsningene vil være. For storfe antas det at 10 prosent kan velge den billigste løsningen som i gjennomsnitt gir en investering på kr 50 000 (en tett plastduk), for 50 prosent vil det koste rundt 200 000 kr å bygge tett tak, mens 35 prosent må bygge en litt dyrere løsning for å få tett tak. For svin antas det at 60 prosent bygger et tett tak mens 40 prosent velger et flytende plastdekke som ikke blir helt tett. Noen få (10 %) må velge en dyrere løsning og det antas at merkostnaden til tett tak eller dekke blir kr 300 000. Uten å ha nærmere kjennskap til utformingen av de utendørs gjødsellagene, blir kostnadsberegningene basert på grove antakelser om gjennomsnittlige kostnader. Det er også antatt at en liten andel (5 %) fra både storfe og svin ikke vil investere i tak, enten fordi de finner andre løsninger eller legger ned driften.

Tabell 5.14. Investeringskostnader til tak på utendørs lager for gjødsel av storfe og svin

Leverandør	Gjennomsnittlig kostnad, kr	Antatt andel med storfe	Antatt andel med svin
Kostnad plastdekke fra for eksempel Felleskjøpet	50 484	10 %	10 %
Kostnad større tett tak eller flytende plastdekke fra for eksempel Plany	200 283	50 %	60 %
Kostnad bygge stort tak eller nytt utendørs lager med tak (kun tak)	300 000	35 %	25 %
Ingen investering (faller fra eller andre løsninger)	-	5 %	5 %

Kilde: Felleskjøpet, Plany, Bechmann m.fl. 2016.

Levetid på taket blir satt til 15 år og ingen driftskostnader. Det siste er ikke helt sant fordi plastdekkene krever at det settes en pumpe oppå som fjerner vann ved nedbør. Kostnaden til pumpen er inkludert i investeringskostnaden, men driftskostnaden til denne vil være en svært liten del av den totale kostnaden.

Det tette taket og flytedekket som reduserer ammoniakk-utslipp sørger for at mer av nitrogenet i gjødsla blir tilgjengelig for plantevekst. Dette nitrogenet er verdsatt til kr 10,7 per kg nitrogen, som er kostnaden av tilsvarende mengde nitrogen fra mineralgjødsl.

Totalt investeringskostnader vil bli rundt 598 millioner kr for tett tak til utendørs lager for gjødsl fra storfe, og 108 millioner kr for svin. Tett tak vil kunne redusere ammoniakk-utslipp med totalt 310 tonn for storfe og tett tak og flytedekke vil redusere med 69 tonn for svin. En investering i tak/dekke på alle utendørs lagre vil ikke skje i løpet av ett år. Vi antar en innfasing av dette tiltaket på 10 år, fra 2021 til 2030, der en lik andel gjennomfører tiltaket hvert år og tiltaket har sitt fulle potensial for reduksjon av ammoniakktutslipp i 2030. Den privatøkonomiske kostnaden er beregnet som et gjennomsnitt av både kostnad og effekt på reduksjon i utslipp og vil i virkeligheten ha en stor variasjon etter utforming på gjødsellager.

Tabell 5.15 . Investeringer, verdi av N og reduserte klimagassutslipp, og samfunns- og privatøkonomiske kostnader av tak på utendørs lager for gjødsl fra storfe og svin.

	Storfe	Svin
Total investering	Kr 598 080 000	Kr 108 000 800
Total verdi N spart	Kr 3 448 149	Kr 610 897
Verdi av endring i klimagassutslipp	Kr 255 420	Kr 3 472 009
Netto nåverdi (hele tiltakets levetid)	Kr 449 474 498	Kr 51 911 367
Samfunnsøkonomisk kostnad per tonn redusert NH₃	Kr 95 575	Kr 54 230
Privatøkonomisk kostnad per tonn redusert NH₃	kr 121 893	Kr 113 261

5.4 Spreiing av husdyrgjødsl

Spreiing av husdyrgjødsl er ei stor kjelde til ammoniakktap, og det er over tid utvikla ulike spreimetodar for å redusere tapet. Breispreiing med bladspreiar eller fanespreiar er den mest brukte spreimetoden i Norge. Gjødsla blir fordelt over ei stor overflate og ammoniakktapet kan bli stort, særleg ved høgt tørrstoffinnhald i gjødsla, ved høg temperatur og mykje vind. Nedlegging av husdyrgjødsl blir også kalla stripespreiing. Her blir gjødsla lagt i striper på bakken med 20-40 cm mellomrom. Arbeidsbreidda kan vere like stor som ved breispreiing (8-16 m). Ammoniakktapet blir redusert på grunn av mindre overflate mellom gjødsl og luft. På stripespreiaren kan det vere ein slepelabb som lagar eit lite skår i bakken (Bomek, Josken), men metoden blir likevel karakterisert som nedlegging og ikkje nedfelling. Ved nedfelling blir gjødsla plassert ned i bakken ved hjelp av tindar, skjær eller trykk. Ein kan ha opa nedfelling, eller lukka nedfelling som anten er grunn eller djup (Tab. 5.16). Ein metode som er utvikla i Norge er DGI (Direct Ground Injection) der gjødsla blir plassert ned i bakken ved hjelp av høgt trykk.

I den norske ammoniakkmодellen brukar ein utsleppsfaktorar lik dei svenske for spreiing på eng (Karlsson og Rohde 2002). Det blir tatt omsyn til spreimetode, tilsetting av vatn (meir eller mindre enn 100%) og tidspunkt for spreiing (vår, sommar, haust). Resultat frå gjødslundersøkinga i 2018 viste svært små endringar i mengdene husdyrgjødsl spreidd ved ulike metodar i forhold til undersøkinga i 2013. Det har likevel vore ei auke i arealet der det blir brukt miljøvennlege

spreiemetodar. I nitrogenmodellen blir resultata for etablert eng og innmarksbeite slått saman, og for gjødsel som blir brukt på eng og beite er det 22% som har 1 del vatn eller meir til 1 del gjødsel. 82% av gjødsla på eng og beite blir breispreidd, 15% blir stripespreidd, 2% blir nedfellt og 2% blir spreidd som fastgjødsel. Når det gjeld stripespreiing er det faktisk ein liten nedgang i andel gjødselmengde sidan 2013. Det er ingen som brukar stripespreiing eller nedfelling på innmarksbeite. Av dei som brukar stripespreiar på etablert eng har 82% tilførsel av gjødsel med slepeslange og 18% med vogn. Av dei som breisprer gjødsla brukar dei aller fleste vogn.

5.4.1 Tiltak i kategori 1 for spreing av blautgjødsel/gylle

I UNECE-rettleiaren for reduksjon av ammoniakkutslepp er utsleppsreduksjon ved bruk av ulike spreimetodar oppgitt i prosent av breispreiing (referanseverdi) (Tab. 5.16). Utsleppsreduksjonen er avhengig av tørrstoffprosenten i gjødsla og vêrforhold ved spreing. Dette er til ein viss grad tatt omsyn til i den norske nitrogenmodellen der utsleppsfaktoren varierer med tilsetjing av vatn og tidspunkt for spreing i sesongen.

Tabell 5.16. Aktuelle tiltak for reduserte utslepp av NH₃ i kategori 1 for spreing av blautgjødsel i UNECE-rettleiaren.

Tiltak	Vekst	NH ₃ utslepps-reduksjon (%)	Gjennomføring	Gjennomføring Stripespreiing/nedfelling
Stripespreiing (nedlegging)	Eng/åker	30-35		Kan brukast i kombinasjon med både tankvogn og slangetilførsel og dermed på alt areal. Men på bratt areal (>15%) er det fare for avrenning og TS% bør ikkje vere for låg. Utfordrande på areal langt frå lager og små teigar? Må bruke vogn og TS% bør ikkje vere for låg. ->redusert NH ₃ effekt
Stripespreiing med slepelabb	Eng/åker	30-60	Mindre søl på plantene, mindre avrenning i bratt terreng?	
Opa nedfelling < 5 cm	Eng	70	All nedfelling inkludert DGI har mindre arbeidsbreidde-> meir køyring, mindre effektivitet, avgrensa mengde per daa, auka lystgassutslepp, meir skader på plantene	
Lukka nedfelling -grunn 5-10 cm -djup >15 cm	Eng/åker	80	Vanskeleg på hard jord, djup nedfelling aukar trekkraftbehovet-> auka dieselforbruk	
DGI (direkte injeksjon)	Eng/åker	70-80	Mindre trekkraftbehov enn anna nedfelling	

Areal og gjødselmengder tilgjengeleg for nedlegging i eng

Å bytte ut breispreiing med stripespreiing er eit viktig tiltak for å redusere ammoniakkutsleppet frå spreing av husdyrgjødsel på eng. Nedfelling og DGI av husdyrgjødsel reduserer ammoniakktalet endå meir, men har andre ulemper (Tab. 5.16) som gjer at vi ikkje undersøker dette tiltaket nærmare.

Når ein reknar på potensialet for reduksjon av ammoniakkutslepp som følgje av stripespreiing er det viktig å undersøke kor stort areal og mengder med gjødsel denne spreiemetoden kan brukast på.

I UNECE-rettleiaren er det oppgitt at stripespreiing ikkje er eigna for areal som har ei helling på over 15%. Rådgjevarar i Norsk Landbruksrådgjeving (Oddbjørn Kval Engstad og Ragnvald Gramstad) og bønder vi har snakka med meiner at ein kan bruke stripespreiing på alt areal, anten med vogn eller slangetilførsel. NLR Vest sin video om stripespreiing stadfestar dette (NLR Vest 2019). Slangetilførsel er ein stor fordel i forhold til redusert jordpakking og effektivitet, men har ei avgrensing i forhold til avstanden mellom areal og gjødsellager. Maksimal avstand er ofte sett til 1 km, men dette er avhengig av storleik på pumpe, slangediameter og høgdeskilnad mellom pumpe og areal. Satelittlager, gjødselcontainer eller store gjødselvogner kan brukast i kombinasjon med slangar der avstandane er store.

Stripespreiing av husdyrgjødsel fungerer best når gjødsla har låg tørrstoffprosent. Etter spreieing skal gjødsla flyte saman på jordoverflata under plantedekket, og det er tilrådd rundt 4% TS for å oppnå dette. Ved bruk av gjødselvogn aukar transportbehovet ved låg tørrstoffprosent, og det er mindre aktuelt å blande inn så mykje vatn. Når arealet er bratt er det heller ikkje gunstig med for låg TS% på grunn av auka fare for avrenning. Spørsmålet blir dermed å finne ut kor stor del av gjødsla som blir spreidd på bratt areal og kor mykje som berre er eigna til spreieing med tankvogn. Summen av dette er då gjødsel det ikkje er aktuelt å blande i vatn i forholdet 1:1 eller meir. Vasstilførsel vil i seg sjølv redusere ammoniakkutsleppet uanhengig av spreiemetode.

Vurderingar rundt areal

I 2017 vart det søkt om produksjonstilskot for 4 720 947 daa fulldyrka eng, 190 731 daa overflatedyrka eng, 90 799 daa andre grovførvekstar til fôr og 1 608 603 daa innmarksbeite (Landbruksdirektoratet 2019). I følgje AR5 er det totale jordbruksareal i Norge 11 306 949 daa. Av dette er 8 791 504 daa fulldyrka, 315 340 overflatedyrka og 2 200 105 daa innmarksbeite. Ein del areal har gått ut av drift og ein del areal i drift blir det ikkje søkt om arealtilskot for. Resultat frå gjødselundersøkinga i 2018 viste at det totalt vart spreidd husdyrgjødsel minst ein gong på 2 660 810 daa etablert eng til slått og beite (fulldyrka og overflatedyrka) og på 429 287 daa innmarksbeite. Total mengde husdyrgjødsel brukt var 8 503 626 tonn med 26 523 tonn total-nitrogen (tot-N) på eng og 857 611 tonn med 2 930 tonn total-N på innmarksbeite. Det er spreidd husdyrgjødsel på over 1 mill daa open åker, og av dette er 464 013 daa gjenlegg til eng og andre grovførvekstar der det er tilført 3 064 tonn tot-N. Det vil sei at fulldyrka og overflatedyrka grovføreareal som det blir spreidd husdyrgjødsel på i følgje gjødselundersøkinga er 3 124 823 daa, medan det blir søkt om produksjonstilskot for 5 002 477 daa. Altså er det 1 877 654 daa (38%) som ikkje får tilført husdyrgjødsel.

Resultat frå gjødselundersøkinga viser at 1 356 080 tonn husdyrgjødsel (16%) blir spreidd med stripespreiar (nedlegging) på eit areal på 327 810 daa etablert eng og at 145 627 tonn (2%) blir direkte nedfelt på eit areal på 60 667 daa. I 2018 vart det søkt om tilskot til miljøvennleg spreieing av husdyrgjødsel (nedlegging og nedfelling) på eng på 325 684 daa. Anten søker ikkje alle om tilskot til miljøvennleg spreieing eller så overestimerer gjødselundersøkinga bruken av utstyret, eller det er ein kombinasjon av dette. På innmarksbeite blir det i følgje gjødselundersøkinga ikkje brukt nedlegging eller nedfelling.

Bratt areal

For å finne areal brattare enn 15% er det brukt AR5 som deler mellom klassane fulldyrka, overflatedyrka og innmarksbeite. AR5 estimerer totalt jordbruksareal og tek ikkje omsyn til om areal er gått ut av drift eller kva som er dyrka på arealet. Det er lite sannsynleg at det overflatedyrka arealet blir brukt til anna enn eng. Utplukk i AR5 viste at 1 394 596 daa fulldyrka jord (16%) og 143 374 daa

overflatedyrka jord (45%) er brattare enn 15%. Det er mest sannsynleg at det bratte fulldyrka arealet stort sett er engareal. Det kan også vere slik at det er ein overvekt av bratt areal av areal som er gått ut av drift. Vi reknar at av 4 811 746 daa fulldyrka areal til eng og grovfôrvekstar er det 1 394 596 daa som er brattare enn 15% helling og dermed 3 417 150 daa som er flatare enn 15% helling. På overflatedyrka areal reknar vi at det berre blir dyrka gras. Utplukk av produsentar som søker om tilskot til grovfôr viser at 32 636 daa er brattare enn 15% og 158 095 daa er flatare. Ein stor del av det bratte overflatedyrka arealet er dermed ute av drift.

Avstand

Det er vidare gjort eit utplukk for areal som ligg innanfor 1 km frå driftssenter for bruk som har søkt om tilskot til grovfôr, uavhengig av eigedomsgrenser. Desse bruka kan ha andre produksjonar enn grovfôr, så det er ikkje berre grovfôrareal som kjem med. Det hadde og vore mogleg med utplukk innanfor eigedomsgrensene, men vi ville uansett ikkje fått med leigeareal. Totalt fulldyrka areal med mindre enn 15% helling for bruk som har søkt om grovfôr er 7 356 000 daa. Av dette ligg 6 561 913 daa (89%) innanfor 1 km frå driftssenter. Reknar vi 89% av flatt fulldyrka engareal på 3 417 150 daa ligg 3041 264 daa innanfor 1 km. For overflatedyrka flatt areal ligg 104 238 daa innanfor 1 km og 53 587 utanfor 1 km.

På små areal kan det vere meir praktisk å bruke tankvogn i staden for slange. Viss avstanden ikkje er for stor er det mogleg å blande inn vatn i forholdet 1:1 her. Vi har derfor ikkje sett nærmare på arealstorleik.

Engareal der ein ikkje kan blande inn 1:1 del vatn eller meir i gjødsla pga at det er bratt eller at det er lange avstandar blir dermed $1\,394\,596 + 375\,886 = 1\,770\,482$ daa fulldyrka eng og $32636 + 53\,587 = 86\,223$ daa overflatedyrka eng, totalt 1 856 705 daa. Medan areal der ein kan blande i 1:1 del vatn i gjødsla er $3041\,264 + 104\,238 = 3\,145\,502$ daa. Dette er omstrent like stort areal som i følgje gjødselundersøkinga får tilført husdyrgjødsel.

Det er grunn til å tru at måten å rekne avstand til driftsenter på som er valt ut her, underestimerer kor mykje areal som ligg lenger unna driftsenteret enn 1 km. I grovfôr 2020 fann ein at i middel for 183 mjølkebruk spreidd over heile landet var gjennomsnittleg køyreavstand per tonn husdyrgjødsel for kvar gard 1,8 km (Gjellestad 2018). For vogn, slange og ein kominasjon av ulike metodar var køyrelengda høvesvis 1,9, 0,9 og 2,6 km. Ved større mengder gjødsel vart slangetilførsel brukt ved lengre køyreavstandar enn ved mindre mengder gjødsel.

Kostnad av utblanding med vann

Gjødselundersøkinga viser at 85 prosent av all husdyrgjødsel som blir spreidd på etablert eng er blandet ut med vann. Av denne mengden er 75 prosent blandet ut med mindre enn 1 del vann i forhold til gjødsla, mens det for resten (25 %) er oppgitt at ein tilfører 1 del vann til 1 del gjødsel (tilførsel kan komme fra vaskevann brukt i fjøset og nedbør i åpne gjødselkummer, men kan også aktivt tilføres ved røring og spredning). Tilførsel av vann før spredning er ein effektiv måte å redusere amoniakkutslipp. Vi antar at ved å tilføre 50 prosent vann til den delen av husdyrgjødsel som blir blanda ut med *litt* vann, vil øke blandingsfaktoren til 1:1.

Av totalt 8,5 millioner tonn som blir spreidd på etablert eng, blir 7,2 innblandet med vann. Nesten 5,4 millioner tonn blir innblandet med mindre enn 1 del vann til 1 del gjødsel. Tilførsel av 50 prosent vann vil gi 50 prosent større mengde å spre, altså nesten 2,7 million tonn ekstra gjødsel å spre. Siden spredning med slange krever mindre tørrstoffmengde (mer vann), antar vi at den gjødsla som har høgere innhold av tørrstoff i dag blir spreidd med tankvogn.

Vi vet fra tidligere studier at kostnader til spredning av blautgjødning er avhengig av transportavstander, kapasitet og utstyr (Gjellestad 2018, Kårstad 2015). Kostnaden av å transportere 50 prosent mer gjødning vil dermed variere fra bruk til bruk. Hansen (2019) bruker detaljerte kostnadsdata fra 183 melkebruk spredt rundt i hele landet og fant at gjennomsnittlig kostnad for spredning med tankvogn var kr 52,38 per tonn. Det er vanskelig å si noe om dette estimatet representerer alle typer husdyrbruk alle steder i Norge, men det er basert på en grundig datainnsamling og vurdert til å være det beste estimatet tilgjengelig.

Tabell 5.17. Merkostnader, verdi av N og reduserte klimagassutslipp, og samfunns- og privatøkonomiske kostnader ved økt vanninnblanding

Økt mengde gjødning som skal spredes	2 682 530 tonn
Totale merkostnader	Kr 140 510 895
Verdi på totalt spart N	Kr 30 723 858
Verdi av reduserte klimagassutslipp	Kr 15 376 638
Netto nåverdi (10 år)	kr 399 184 922
Samfunnsøkonomisk kostnad per tonn redusert NH₃	Kr 21 088
Privatøkonomisk kostnad per tonn redusert NH₃	kr 23 734

I kostnadberegningen for dette tiltaket antar vi at kostnaden består i økte kostnader fordi det må transportere og spres en større mengde gjødning. Det er tatt med at det reduserte ammoniakktutslippet fører til en økning i plantetilgjengelig nitrogen. Verdien av denne N-besparelsen er satt til hva det ville koste å kjøpe inn tilsvarende mengde nitrogen med mineralgjødning. Vi antar at det blir en 10-årig innfasing av tiltaket og tabell 5.17 viser totale merkostnader når alle har tatt i bruk tiltaket.

På lengre sikt kan det være at den beregnede kostnaden er for høy, viss en større andel blautgjødning etterhvert blir spredd med slange. Slangespredning gjør det både nødvendig og mindre kostbart å blande inn mer vann før spreiding. Slangespredning krever investering i nytt utstyr og i noen tilfeller både en traktor til, og mer mannskap. Selv om det er tilskudd for slangespredning, er utstrekningen/bruken av denne metoden fortsatt liten, og vi antar dermed at det vil ta mer enn ti år før tilstrekkelig mange gårdsbruk med blautgjødning går over til slangespredning til at det vil påvirke den gjennomsnittlige kostnaden som er brukt her for spredning av blautgjødning.

Kostnad stripespredning

Stripespredning kan skje både ved bruk av tankvogn og slange. I følge gjødningundersøkinga var det 328 000 dekar etablert eng som fikk tilført 1,36 millioner tonn gjødning med bruk av stripespreder i 2018. Det utgjør henholdsvis 12 prosent av arealet av eng som får husdyrgjødning, og 16 prosent av mengden som blir tilført eng. Det er en liten nedgang i mengde gjødning sammenlignet med tall fra gjødningundersøkinga fra 2013 (Gundersen og Heldal 2015). I flere områder blir det nå gitt tilskudd til nedfelling og stripespredning av gjødning. Nedfelling betyr at gjødning legges enten i en fure i jorda, eller sprøytes ned i jorda. Denne metoden er lite brukt, kun 1,7 prosent av gjødningmengde spredd på eng skjedde med nedfelling i 2018. Ved stripespredning legges gjødning i striper oppå jorda gjennom tilførselslanger fra sprederen. I følge gjødningundersøkinga var det i 2018 16475 jordbruksbedrifter som fikk spredd husdyrgjødning på etablert eng. Av disse var det 2180 som brukte stripespreder mens 14 157 brukte breispreder.

Tabell 5.18. Spredning av husdyrgjødsel på eng med stripespreder

Spredning av husdyrgjødsel på etablert eng og beite	Tonn spredt med stripespreder (% av total mengde gjødsel)	Antall jordbruksbedrifter med stripespredning på eng
2000	911 650 (8 %)	1800
2013	1 400 690 (18 %)	2200
2018	1 356 080 (16 %)	2180

Vi antar her at nedfelling vil være vanskelig på en så stor andel av arealet som mottar husdyrgjødsel at det i praksis kun er snakk om å øke andelen nedlegging med stripespreder. En økning til 85 prosent nedlegging vil si at mengden gjødsel som tilføres med stripespreder må øke med 5,87 millioner tonn til totalt 7,23 millioner tonn, med utgangspunkt i tallene fra gjødselundersøkinga med tall fra 2018. I denne kostnadsberegningen antar vi videre at kostnaden ligger i å endre praksis fra bredspredning til stripespredning. I mange tilfeller kan dette gjøres ved å investere i en stripesprederbom, men vi antar at en stor andel vil finne det mer rasjonelt å leie inn noen med stripesprederutstyr.

Stripespredning kan skje både ved bruk av tankvogn og slange, og vi antar at det er omtrentlig den samme investeringen i utstyr som må gjøres, uavhengig av om det brukes tankvogn eller slange. I noen tilfeller vil det likevel være nødvendig for gårdbrukeren å gjøre en større investering i utstyr, for eksempel hvis den gamle tankvognen ikke kan oppgraderes. Tilskudd til miljøvennlig spredemetoder er ikke tatt med beregningen av privatøkonomiske kostnader fordi tilskuddet varierer en del både i størrelse og i vilkår mellom regionene. Se eget delkapittel (5.4.3) for en vurdering av tilskuddene og hvordan de påvirker privatøkonomiske kostnader.

Tabell 5.19. Forutsetninger for beregning av kostnad ved overgang til stripespredning

14 295 jordbruksbedrifter går over fra brei- til stripespredning	Merkostnad	Investering
60 prosent vil leie inn entreprenører med stripesprederutstyr	Kr 15 merkostnad per tonn	
30 prosent vil investere i stripespreder (til tankvogn/slange)	Må redusere tørrstoffinnhold ved å tilsette litt mer vann, kr 4 per tonn	Kr 160 000 investering i stripesprederbom
10 prosent vil måtte gjøre større investeringer (ny tankvogn/slepeslange)	Må redusere tørrstoffinnhold ved å tilsette litt mer vann, kr 4 per tonn	Kr 250 000 (merkostnad) i ny tankvogn eller annet spredeutstyr

Tabell 5.20. Investeringer, merkostnader, verdi av N og reduserte klimagassutslipp, og samfunns- og privatøkonomiske kostnader av overgang til stripespredning

Total investering	Kr 1 033 461 000
Total merkostnad (årlig ved full innfasing)	Kr 69 707 478
Verdi på totalt spart N	Kr 19 264 768
Verdi av reduserte klimagassutslipp	Kr 9 641 607
Netto nåverdi (hele tiltakets levetid)	kr 1 223 386 741
Samfunnsøkonomisk kostnad per tonn redusert NH₃	Kr 36 953
Privatøkonomisk kostnad per tonn redusert NH₃	kr 45 223

Vi antar at overgang fra breispredning til stripespredning vil skje over en periode på 10 år, men at levetiden på utstyret det investeres i er på 15 år. Netto nåverdi er beregnet utfra hele levetiden på

tiltaket. Verdien av spart N og reduksjon i klimagassutslipp er tatt med i beregningen av de samfunnsøkonomiske kostnadene av tiltaket.

Forsuring

Forsuring av gjødsla kan være aktuelt i tilfeller der vanntilsetting og nedfelling er mindre aktuelt, som ved bruk av tankvogn til eng og beite. Sannsynligvis er det mest aktuelt som en entreprenørtjeneste der forsuring i lagerkum virker mest praktisk under våre forhold.

Vi regner med at forsuring med svovelsyre primært er aktuelt til blautgjødning som blir spredd på eng og er lagret i kum. Det spres ca. 8,5 mill. tonn på eng, hvorav ca. 70% er blautgjødning. Dvs. at det burde være mulig å behandle ca. 6,6 mill. tonn primært fra storfe, gris og sau. Utslipet fra spredning av denne gjødselen er ca. 13 500 tonn NH₃. Et optimistisk anslag er at dette utslippet kan halveres med tilsetting av 2,5 l svovelsyre per tonn blautgjødning ved spredning (f.eks. SyreN-metoden).

Behov for 3 l (5,4 kg) svovelsyre * 6 600 000 tonn = 19 800 000 l svovelsyre. Danske priser ser ut til å ligge litt i overkant av 1 dansk krone per kg (0,55 danske kr per liter), men skal variere mellom 95 og 135 danske øre per kg. Laboratorievarer her i Norge ligger på 1,5 kr/l. Volumvekten tilsvarer 1,8 kg per liter.

Svovelsyre kan redusere levetiden til betong og metaller i gjødsellagrene, men dette er svært avhengig av betongkvalitet. Det benyttes spesielle anlegg både for tilsetting ved spredning og tilsetting til lager/fjøs. SyreN-metoden for tilførsel ved spredning er mest utbredt (tank, pumpe, slager, dyser og pH-måler). BioCover AS lever SyreN-systemet.

Kostnad av syretilsetning i blautgjødning

Det er også mulig å tilsette syre i gjødselkanal og det finnes egne anlegg for dette. Slike anlegg bør imidlertid installeres ved bygging av nytt fjøs og har en høy investeringskostnad sammenlignet med de to andre metodene. Ved tilsetting av syre rett i gjødselkummen kreves det mer syre per tonn gjødning, en egen gjødselpumpe og ledig kapasitet (0,5-1 m opp til kant) i gjødseltanken fordi det skummer (Lyngsø 2017). Investeringen i utstyr er imidlertid lavere sammenlignet med utstyr som tilsetter syre i forbindelse med spredning, og kan skje opptil 3 måneder før gjødsla skal spres (forutsatt at ikke ny gjødning tilsettes etter syretilsetning). Utstyret for tilsetting av syre i tank har dermed stor kapasitet og kan brukes til mange gjødsellagre over en lengre periode enn en spreder.

Tabell 5.21. Investeringskostnad og merkostnad for forskjellige teknologier for tilsetting av syre

Teknologi	Investering (kr)	Årlig merkostnad/tonn (ved 7500 tonn blautgjødning)
Forsuring i fjøs	Min 700 000	26 kr
Forsuring i tank	Ca 150 000	12 kr
Forsuring ved spredning	Ca 600 000	8 kr

Kilde: Lyngsø, 2017, og BioCover (https://www.mi.dk/sites/default/files/syren_mi_forhandlermoede_24_0.pdf)

Syretilsetning ved spredning krever eget spredeutstyr, lavere syretilsetning og mindre ekstra arbeid i forbindelse med gjødselhåndtering. Eget spredeutstyr som tilsetter syre til sprederen koster et sted mellom 325 og 500 tusen danske kr (Lyngsø 2017), men er i følgende beregninger anslått å bli omkring 600 000 norske kr. Forsuring av blautgjødsla vil øke behovet for kalking (ikke tatt med i kostnadsberegninga). I de videre beregningene er bare forsuring ved spredning tatt med, både fordi

det er anslått å være det mest kostnadseffektive, og fordi det vil lettest kombineres med stripespredning.

Vi ser for oss at utstyr for forsuring ved spredning vil kunne bli innkjøpt av et fåtall entreprenører og vil ha omtrent same kapasitet som en stripespreder montert på tankvogn. Antakelig vil det være mulig å ha utstyr som blander syre i gjødsla også ved spredning med slange, men så vidt vi kan se finnes ikkje dette på markedet i dag. Forhandleren av SyreN, BioCover, anslår at merkostnaden for spreining med forsuring vil være kr 7,4 per tonn (ved spreining av totalt 7500 tonn) da utgjør syre en kostnad på kr 3,4 og tillegg for spredning kr 4 (danske kroner). Kva merkostnaden ved spredning med syre vil bli i Norge er vanskelig å anslå. Vi har ikke de samme stordriftsfordelene, og en helt annen arrondering. Vi antar her at merkostnad blir litt mer enn merkostnaden ved spredning med stripespreder, totalt kr 20 per tonn + kostnad til syre og litt mer vann som til sammen vil utgjøre kr 10 per tonn, totalt kr 30 per tonn. Hvis 10 % av alle jordbruksbedrifter som tilfører blautgjødsel til eng med breispreder investerer, vil nesten 1500 investere i nytt utstyr. Resten vil i teorien kunne leie dette utstyret. Hvis all blautgjødsel som spres på eng tilsettes syre ved spredning, vil netto nåverdi av dette tiltaket med en innfasing over 10 år vil være kr 30 790 per redusert tonn NH₃.

Tabell 5.22. Investeringer, merkostnader, verdi av N og reduserte klimagassutslipp, og samfunns- og privatøkonomiske kostnader av syretilsetning ved spredning

Total investering	Kr 849 420 000
Total merkostnad	Kr 184 800 000
Verdi på totalt spart N	Kr 25 305 500
Verdi av reduserte klimagassutslipp	Kr 20 799 552
Netto nåverdi (10 år)	kr 1 993 539 769
Samfunnsøkonomisk kostnad per tonn redusert NH ₃	Kr 30 790
Privatøkonomisk kostnad (ett foretak, netto nåverdi 15 år)	kr 31 835

Utrekna ammoniakkreduksjon ved spreingstiltak på eng

I utrekningane for potensiale for reduksjon av ammoniakkutslipp har vi lagt inn ei jamn auke frå 15 til 85% nedlegging med stripespreiar i åra 2020 til 2030. Vi reknar ikkje med at det blir brukt nedlegging på innmarksbeite og vi beheld andelen med nedfelling og fastgjødsl. Potensialet for redusert ammoniakkutslipp per år blir då rundt 2200 tonn NH₃ (8%) og reduksjonen i lystgassutslipp 28 tonn N₂O (Tab. 5.23).

Når det gjeld kor stor auke i andelen gjødsl som kan iblandast vatn i forholdet 1:1 eller meir, er det svært vanskeleg å estimere. Dersom all gjødsl til eng blir iblanda vatn i forholdet 1:1 betyr det at andelen aukar frå 22 til 85%. Reduksjonspotensialet foe dette tiltaket er rekna til 3500 og 45 tonn/år for høvesvis NH₃ og N₂O (Tab. 5.23).

Som eit alternativ til tilsetning av vatn har vi rekna på potensiell utsleppsreduksjon ved at all blautgjødsl spreidd på eng blir tilsett syre. Syretilsetning kan redusere ammoniakkutslippet med 50% og årleg ammoniakkreduksjon er rekna til 4700 tonn NH₃, og årleg lystgassreduksjon til 61 tonn N₂O (Tab. 5.23) .

Tabell 5.23. Effekt av spreietiltak på eng på utslipp av ammoniakk (NH₃) og lystgass (N₂O) i år 2030 i tonn og % av utslipp av desse gassane frå husdyrgjødsel i forhold til dagens praksis. Reduksjon i CO₂-ekvivalentar inkludert spart mineralgjødsel-N (tonn/år i 2030) og samfunnsøkonomisk kostnad (kr/tonn redusert NH₃ i 2030).

Tiltak	NH ₃ utsleppsreduksjon tonn/år (%) 2030	N ₂ O utsleppsreduksjon tonn/år (%) 2030	CO ₂ e utsleppsreduksjon inkl. spart mineral- gjødsel-N tonn/år 2030	Samfunns- økonomisk kostnad kr/tonn redusert NH ₃ utslipp
Auke frå 15 til 85% stripespreiing i eng	2 190 tonn (8%)	28 tonn (1,1%)	18980 tonn	Kr 36 953
Auke frå 22 til 85% av gjødsla med 1:1 del vatn til eng	3490 tonn (13%)	45 tonn(1,8%)	30269 tonn	Kr 21 088
Syretilsetting gjødsel til eng	4700 (17%)	61 tonn (2,4%)	40944 tonn	Kr 30 790

5.4.2 Tiltak åker

Tabell 5.24 viser tiltak i tiltakskategori 1 i UNECE-rettleiaren. I den norske nitrogenmodellen tek ein omsyn til spreiemetode, vassinnhald, nedmoldingstidspunkt og andel gjødsel spreidd vår, sommar og haust.

Tabell 5.24. Aktuelle tiltak i kategori 1 for spreieing av husdyrgjødsel på åker i UNECE-rettleiaren.

Tiltak	Tiltaks- kategori	NH ₃ utslepps- reduksjon (%)	Gjennomføring (føresetnader og barrierar)
Blautgjødsel			
Nedpløying umiddelbart	1	90	Avhengig av spreiemetode og vêrforhold
Harving umiddelbart	1	70	
Nedmolding innan 4 timar	1	45-65	
Nedmolding innan 24 timar	1	30	
Fast gjødsel			
Nedpløying umiddelbart	1	90	Avhengig av kor godt gjødsla er dekkja
Harving umiddelbart	1	60	
Nedmolding innan 4 timar	1	45-65	Avhengig av kor godt gjødsla er dekkja, tidspunkt for spreieing og vêrforhold mellom spreieing og nedmolding
Nedmolding innan 12 timar	1	50	
Nedmolding innan 24 timar	1	30	

Gjødselundersøkinga 2018 viste at 21% av husdyrgjødsla blir spreidd på åker, resten på etablert eng. 23% av gjødsla til åker blir i dag spreidd med stripespreiar. 11% av gjødsla blir nedmolda innan 1 time, medan ca 23% ikkje blir nedmolda før etter 12 timar (eller aldri). Vi har rekna på at all gjødsel som ikkje blir spreidd som fastgjødsel kan spreiest ved stripespreiing. Det betyr ei auke frå 23 til 88% i forhold til dagens praksis. Reduksjonen i ammoniakkutslepp av dette tiltaket blir 240 tonn (0,9%) og reduksjon i lystgassutsleppet blir 3 tonn (0,12%) (Tab. 5.25).

Når det gjeld nedmolding har vi rekna med at andelen gjødsel som blir molda ned etter 12 timar (23%) blir molda ned innan 1 time. Andelen gjødsel som blir molda ned innan 1 time aukar dermed til 34%, noko som reduserer ammoniakkutsleppa med 560 tonn (2%) og lystgassutsleppet med 7,2 tonn (0,3%) (Tab. 5.25).

Tabell 5.25. Effekt av spreietiltak på åker på utslepp av ammoniakk (NH₃) og lystgass (N₂O) i år 2030 i tonn og % av utslepp frå husdyrgjødsel. Reduksjon i CO₂-ekvivalentar inkludert spart mineralgjødsel-N (tonn/år i 2030) og samfunnsøkonomisk kostnad (kr/tonn redusert NH₃ i 2030) for større andel rask nedmolding.

Tiltak	NH ₃ utsleppsreduksjon tonn/år (%) 2030	N ₂ O utsleppsreduksjon tonn/år (%) 2030	CO ₂ e utsleppsreduksjon inkl. spart mineral- gjødsel-N tonn/år 2030	Samfunnsøkonomisk kostnad kr/tonn reduert NH ₃ - utslepp
Auke frå 23 til 88% stripespreiing i åker	240 tonn (0,9%)	3 tonn (0,12%)	259 tonn	Ikkje utrekna
Auke frå 11 til 34% nedmolding innan 1 time	560 tonn(2%)	7,2 (0,3%)	4851 tonn	Kr 2 632

Kostnad med tiltak spreieing på åker

I følge gjødselundersøkinga var det i 2018 107 000 dekar med åpen åker som fikk husdyrgjødsel som ble nedmoldet innen en time. For å øke mengden gjødsel som blir nedmoldet innen en time til 34 % av total mengde, må arealet økes med 246 000 dekar til 353 000 dekar (gitt at samme mengde gjødsel per dekar blir spreidd). For å få til nedmolding innen en time kan man enten bruke direkte nedfelling (brukt på underkant av 10 000 dekar i 2018), eller sørge for at man har traktor- og arbeidskapasitet til å pløye eller harve rett etter at gjødsla er spreidd. I praksis vil nok det siste si at det trengs en ekstra traktor med fører som holder på samtidig som en annen sprer gjødsel. For dem som ikkje har slik kapasitet, enten i maskiner eller arbeidskraft, betyr det en merkostnad ved å leie inn dette. Siden arbeidsoperasjonen likevel skal gjøres, vil merkostnaden ikke tilsvare den totale kostnaden av leien. Vi lar derfor merkostnaden av å bruke direkte nedfelling (i stedet for annen spredning) illustrere denne kostnaden. Videre antar vi at på 50 % av det økte arealet vil dette tiltaket medføre en merkostnad. For hele arealet vil det være en inntjening i form av økt utnyttelse av nitrogenet i husdyrgjødsla.

Siden direkte nedfeller er lite brukt er det ikke inkludert i de nyeste oversiktene over leiekjøringspriser. Ett NILF-notat frå 2011 beregnet at nedfeller koster kr 46 per dekar mer enn stripespredning, og kr 56 meir enn breispredning (Nåvik og Krokann 2011). Denne differansen kan fortsatt være gjeldende, spesielt sidan nedfelling har litt lavere kapasitet enn stripe- og breispredning. Siden breispredning er klart mest brukt, anslår vi meirkostnaden til å være kr 55 per dekar. I mange områder kan man få tilskudd gjennom RMP for bruk av nedfeller og på Vestlandet er satsen kr 50 per

dekar i 2019⁵. Tilskudd er ikke med i den privatøkonomiske kostnadsberegningen siden satsen varierer fra område til område og vil ikke gjelde for alt areal. Vi antar en økende bruk av nedfelling av husdyrgjødsel i åpen åker over 10 år.

Tabell 5.26. Merkostnader, verdi av N og reduserte klimagassutslipp, og samfunns- og privatøkonomiske kostnader av tiltaket nedmolding innen en time i åpen åker

Totale merkostnader ved nedfelling i åpen åker	Kr 13 510 658
Total verdi av spart N	kr 4 923 484
Verdi av endring i klimagassutslipp	Kr 2 464 099
Netto nåverdi	kr 7 985 096
Samfunnsøkonomisk kostnad per tonn redusert NH₃	Kr 2 632
Privatøkonomisk kostnad (1000 daa)/tonn redusert NH₃	kr 19 863

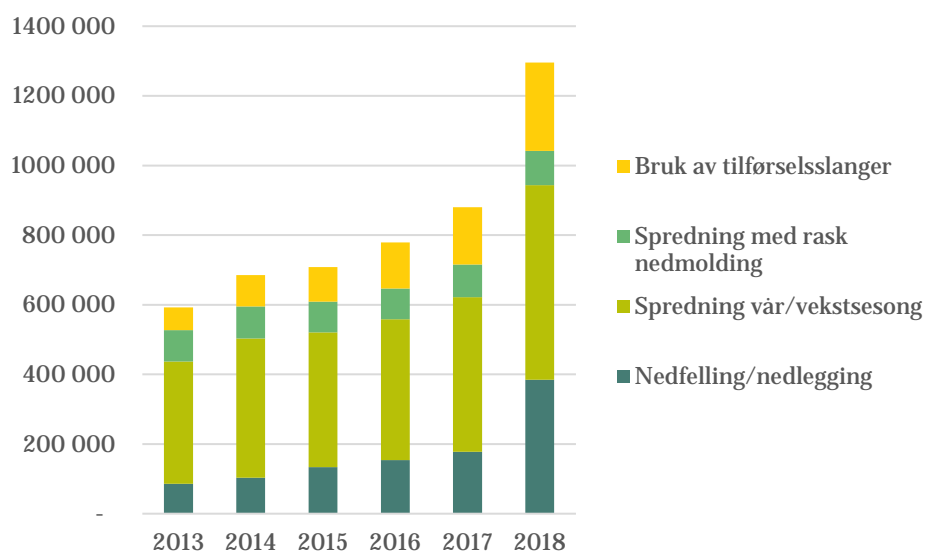
5.4.3 Tilskudd til miljøvennlige spredemetoder

Gjennom regional miljøprogram (RMP) gis det tilskudd til miljøvennlig spredning av husdyrgjødsel i de fleste regioner. Tilskuddene er bestemt utfra hva Fylkesmannen ser på som de største miljøutfordringene i sin region, og det er dermed en del variasjon i både hva det gis tilskudd til, størrelsen på tilskuddet og vilkår. Miljøvennlig spredning av husdyrgjødsel omfatter tilskudd til nedlegging og nedfelling, spredning med slange og rask nedmolding av husdyrgjødsel i åpen åker (innen 2 timer) og spredning om våren og i vekstsesong. Satsen for tilskuddet til nedlegging eller nedfelling varierer med 20-80 kr/daa⁶ og for bruk av tilførselsslange med 33-250 kr/daa. Den største satsen gjelder for Vestland og gis kun i kombinasjon med nedlegging eller nedfelling og maksimum 100 daa. Tilskudd til rask nedmolding finnes kun i enkelte regioner, og var 50 kr/daa i Vestland og Innlandet i 2019. Ofte er det en øvre grense for hvor mange dekar eller totalsum man kan få tilskudd til (eksempelvis 100 daa eller kr 50 000 per foretak) og andre vilkår som mengde gjødsel per daa og spredetidspunkt. Tilskudd til spredning om våren og i vekstsesong har størst omfang, men er ikke vurdert som tiltak for å redusere amoniakkutslipp i denne rapporten.

Figuren viser utviklingen i areal som har fått tilskudd til miljøvennlig spredning av husdyrgjødsel fra 2013 til 2018. Siden tilskudd til miljøvennlig spredemetoder har blitt innført i forskjellige regioner til forskjellige tider, gir omfanget av tilskuddet ikke et godt bilde av praksis. I 2018 ble det gitt tilskudd til nedfelling og nedlegging på 385 000 dekar, som var nesten dobbelt så stort areal sammenlignet med året før. Tilskudd til bruk av tilførselsslanger ble gitt til 254 000 dekar, som også nesten var en dobling fra året før. Tilskudd til spredning med rask nedmolding økte litt, til nesten 100 000 dekar i 2018, etter å ha ligget på rundt 90 000 dekar fra 2013-2017.

⁵ <https://www.fylkesmannen.no/nn/vestland/landbruk-og-mat/miljotiltak/tilskot-til-nedfelling-eller-nedlegging-av-husdyrgjodsel/>

⁶ Disse satsene er ment som eksempler heller enn en total oversikt over tilskuddene i de forskjellige regionene. Satser og vilkår finnes hos de enkelte Fylkesmennene.



Figur 5.5 Tilskudd til miljøvennlig spredning av husdyrgjødsel, antall dekar fra 2013-2018. Kilde: Landbruksdirektoratet.

Privatøkonomisk kostnad av overgang fra bredspredning til stripespredning er beregnet utfra mengde gjødsel. Kostnad per dekar vil være avhengig av hvor mye husdyrgjødsel som tilføres. Ved å anta at det i gjennomsnitt tilføres 5 tonn per daa, som også er kravet for å motta tilskudd i mange regioner, vil merkostnaden per dekar være kr 74. I regionene med den høyeste tilskuddssatsen vil altså tilskuddet dekke kostnaden til jordbruksbedriftene, gitt de forutsetningene som er gjort i kostnadsberegningene. Tilføres mer enn 5 tonn husdyrgjødsel per dekar eller en mindre mengde over flere omganger, blir imidlertid kostnaden høyere per dekar.

Å blande inn en større andel vann i blautgjødsla er et annet tiltak som vil redusere ammoniakkutslipp ved spredning. I praksis vil dette tiltaket samtidig kreve overgang fra spredning med tankvogn til spredning med tilførselsslanger. I følge en analyse av kostnader ved spredning av blautgjødsla fra et utvalg melkebruk vil bruk av slangespredning gi en betydelig lavere spredekostnad, fra kr 52,38 per tonn ved bruk av tankvogn til kr 22,46 per tonn ved bruk av slange (Hansen 2019). Gjellestads (2018) analyse av det samme utvalget melkebruk viser at slangespredning først og fremst blir brukt der avstanden fra lager til jorde er under en kilometer. Flere bruker både slange og vogn, noe som tilsier at selv med slangeutstyr tilgjengelig kan det være mer rasjonelt å bruke vogn på enkelte arealer. Et arealbasert tilskudd til bruk av tilførselsslanger kan fungere godt der det ligger til rette for å bruke slange. Den store variasjonen i tilskudd per daa reflekterer også at i enkelte områder vil det være mer kostbart å gå over til slangespredning på grunn av arrondering og topografi. For gårdsbruk med små skifter og lang avstand til gjødsellager, kan bruk av slangespredning gi betraktelig økte spredekostnader og det er ikke sikkert et tilskudd vil kunne motivere til en overgang. For gårdsbruk der overgang fra tankvogn til slangespredning vil medføre store investeringer i for eksempel mellomlagre, vil investeringstilskudd kunne ha en bedre effekt. Det finnes gode eksempler på gårdsbruk som har gått sammen om investering i slangeutstyr, og hvordan samarbeid kan både bidra til bedre utnyttelse av husdyrgjødsla og lavere spredekostnader. Støtte til samarbeid og tilskudd til selve investeringen, særlig nødvending infrastruktur som mellomlager og rør, kan være mer effektive virkemidler enn et areal-basert tilskudd til en spredemetode som i mange tilfeller vil redusere kostnaden. For reduksjon av amoniakkutslipp er det viktig at tilskudd til slangespredning stiller krav om nedlegging eller nedfelling.

For å få tilskudd til rask nedmolding av husdyrgjødsel, må den nedmoldes inn 2 timer etter spredning. Kostnaden av å gjøre nedmoldingen innen en time, omregnet til merkostnad per dekar, ble beregnet til 40 kr/daa, forutsatt at tiltaket besto i overgang fra spredning med bredspreder til nedfelling, som gir

samme effekt som nedmolding med plog eller harv. Tilskudd til nedfelling vil kunne dekke denne merkostnaden i noen regioner, og dagens tilskudd til nedmolding innen 2 timer gjør også det. Likevel er det en svært liten andel av husdyrgjødsel som blir moldet ned innen 2 timer, noe som kan tyde på at det er andre barrierer for dette tiltaket enn direkte kostnader. Liten maskinkapasitet og lav alternativkostnad på egen arbeidskraft som vil gjøre det kostbart å leie inn ekstra arbeidskraft, kan være noe av grunnen til at det går flere timer fra spredning til nedmolding av husdyrgjødsel i åpen åker.

6 Potensiale for reduksjon av ammoniakkutslepp frå jordbruket

Oversikta over ammoniakkreduserande tiltak i Tabell 6.1 viser at det er spreietiltak i eng som har størst potensiale for reduksjon. Deretter kjem optimalisering og intensivering i storfeproduksjonen, auka beiting for mjølkeku og større andel husdyrgjødsel nedmolda i åker innan 1 time. Av kostnadsrekna tiltak er auke i andelen nedmolda gjødsel innan 1 time det rimelegaste tiltaket. Deretter kjem tilsetning av vatn og syre i husdyrgjødsel til eng, og auka bruk av stripespreiing på eng. Tak og dekke på opne lager for grisegjødsel kjem økonomisk betre ut enn tak på opne lager for storfe, men det utrekna potensialet for utsleppsreduksjon er lite. Her må det understrekast at den utrekna metanreduksjonen verkar ulogisk, sidan det berre er eit porøst dekke som kan redusere metanutsleppet frå grisegjødsel. Tak på lager for storfegjødsel er eit svært dyrt tiltak. På grunn av at storfegjødsel lagar skorpe i opne lager blir ammoniakkreduksjonen per lager forholdsvis liten ved innføring av tak. Også her er det usikkerheit i utsleppsfaktorane som er brukte i utrekningane i nitrogenmodellen.

Tabell 6.1. Oversikt over omtalte ammoniakkreduserande tiltak med effekt på utslepp av ammoniakk (NH₃), lystgass (N₂O) og metan (CH₄) i tonn/år i 2030 i forhold til dagens praksis. Reduksjon i CO₂-ekvivalentar inkludert spart mineralgjødsel-N (tonn/år i 2030) og samfunnsøkonomisk kostnad (kr/tonn redusert NH₃ i 2030) for ein del av tiltaka.

Tiltak	NH ₃ utslepps- reduksjon tonn/år 2030	N ₂ O utslepps- reduksjon tonn/år 2030	CH ₄ (gjødsel) utslepps- reduksjon tonn/år 2030	CO ₂ e utsleppsreduksjon inkl. spart mineral- gjødsel-N tonn/år 2030	Samfunnsøkonomisk kostnad kr/tonn redusert NH ₃ utslepp
Bytte ut Urea med OPTI-KAS	9 tonn	0,11 tonn	0	33 tonn	Kan gje auka kostnad
Skifte 50% av NPK 25-2-6 med OPTI-NS	88 tonn	1,1 tonn	0	340 tonn	Potensiale for reduserte kostnader
Redusert N-gjødsling med 10%	162 tonn	196 tonn	0	58 300 tonn	Potensiale for reduserte kostnader
Optimalisering og intensivering i storfeproduksjonen	810 tonn	68 tonn	Ikkje utrekna, fokus på N. Kan gje reduserte CH ₄ -utslepp	20160 tonn	Ikkje utrekna, potensiale for reduserte kostnader
Auke i andelen gjødsel lagt på beite frå 16-25% for mjølkekyr	800 tonn	-23 tonn	470 tonn	4830 tonn	Ikkje utrekna
Luftreinsing med filter i fjøs for mjølkekyr	480 tonn	-6,2 tonn	0	-1858 tonn	Ukjent
Luftreinsing grise fjøs	360 tonn	-4,5 tonn	0	-1328 tonn	Ikkje utrekna

Luftreinsing fjøs høne og slaktekylling	390 tonn	-0,9 tonn	0	-270 tonn	Ikkje utrekna
Tak på opne lagerstorfegjødsel	310 tonn	-3,3 tonn	0 ¹	500 tonn	Kr 95 575
Tak/dekke på opne lager grisegjødsel	69 tonn	-3,4 tonn	300 ¹	6840 tonn	Kr 54 230
Tett lagring høne- og kyllinggjødsel	28 tonn	-0,4 tonn	Ikkje rekna på	-111 tonn	Ikkje utrekna
Syre i opne grise-gjødsellager	64 tonn	Positivt	Positivt	Positivt	Ikkje utrekna
Auke frå 15 til 85% stripespreiing i eng	2 190 tonn	28 tonn	0	19000 tonn	Kr 36 953
Auke frå 22 til 85% av gjødsla med 1:1 del vatn til eng	3490 tonn	45 tonn	0	30270 tonn	Kr 21 088
Syretilsetting gjødsla til eng	4700 tonn	61 tonn	0	40940 tonn	Kr 28 847
Auke frå 23 til 88% stripespreiing i åker	240 tonn	3 tonn	0	259 tonn	Ikkje utrekna (liten effekt)
Auke frå 11 til 34% nedmolding innan 1 time	560 tonn	7,2 tonn	0	4850 tonn	Kr 2632

¹ Dette stemmer truleg ikkje med det som skjer i praksis.

6.1 Spreiing av husdyrgjødsel på eng

Det er størst potensiale for utsleppsreduksjon av ammoniakk ved å endre spreiepraksis for tilføring av husdyrgjødsel til eng (Tab. 6.1). Rekna kvar for seg er ammoniakkreduksjonen størst ved syretilsetting, deretter vasstilsetting og så nedlegging. I praksis må ein rekne med kombinasjonar av desse tiltaka. Utstyr for syretilsetting blir selt i ein kombinasjon med stripespreiar i Danmark, men etter det vi veit finst ikkje dette på den norske marknaden. I tillegg medfører syretilsetting utfordringar i forhold til helse, miljø og sikkerheit. Vi veit for lite om langtidsverknadane av syretilsetting på desse faktorane og det knyter seg forholdsvis store barrierar til gjennomføring av tiltaket.

Vasstilsetting er eit kostnadseffektivt tiltak, men iblanding av vatn i forholdet 1:1 eller meir bør kombinerast med slangetilførsel. Det er ikkje realistisk eller ønskeleg med så stor vassinnblanding ved bruk av tankvogn. Å stimulere til ekstra vassinnblanding i husdyrgjødsel i form av tilskot kan vere vanskeleg i forhold til kontroll og oppfølging.

Stripespreiing har andre fordelar i tillegg til reduksjon av ammoniakktap. Ein har mindre luktplager, mindre tilgrising av bladverk, mindre fare for sporer i grovfôr og mjølk, større fleksibilitet i spretidspunkt og meir presis tildeling av gjødsla. Stripespreiing kan brukast i kombinasjon både med tankvogn og slangetilførsel. Stripespreiing i kombinasjon med slangetilførsel er å foretrekke fordi ein reduserer faren for jordpakking og aukar effektiviteten. Slangetilførsel gjer det lettare å blande i og transportere meir vatn. I praksis blir det gjerne slik at dersom fleire tek i bruk stripespreiing, aukar

også bruken av slangetilførsel og vassinnblanding. For å sikre seg dette kan ein innføre ekstra tilskot til stripespreiing i kombinasjon med slangetilførsel, slik det til dømes blir gjort i region Vestland.

Vi må rekne med at det er ein del areal som best eigna for spreiiing med tankvogn, sjølv om det er vanskeleg å estimere storleiken på dette arealet. Av maksimalt potensiale på 85% stripespreiing kan ein tenke seg at 70% av dette kan spreiaast ved hjelp av slangespreiing og vassinnblanding i forholdet 1:1 eller meir, og at 30% kan spreiaast ved hjelp av tankvogn og syretilsetting. Kombinasjonen med vatn har då eit utrekna reduksjonspotensiale på rundt 3500 tonn NH_3 /år, medan kombinasjonen med syre har eit reduksjonspotensiale på 2100 tonn NH_3 /år (Tab.6.3).

Kostnader

Vanninnblanding er et tiltak som kan gjøres uten investeringer, men det øker transportkostnadene fordi det blir mer gjødsel å transportere. I praksis vil nok forskjellige gardsbruk løse dette på forskjellige måter, en av løsningene er å investere i slangeutstyr med stripespreder. Tiltaket som er kostnadsberegnet her består i overgang til bruk av nedleggingsutstyr, med noe merkostnader for mer innblanding av vann. Kostnaden er beregnet ved å anta at 60 % leier inn utstyr, 30 % investerer i stripesprederbom og 10 % gjør en større investering, der deler av denne investeringa tilfaller merkostnad for dette tiltaket. Særlig større jordbruksbedrifter med sammenhengene arealer i nærheten av gjødsellager vil kunne finne det lønnsomt å gå over til bruk av slange. Dette både øker kapasiteten og reduserer transportkostnader. Andre jordbruksbedrifter vil måtte investere i ny gjødselfvogn med stripebom.

Tilsetting av syre ved spredning kan være et svært kostnadseffektivt tiltak, men krever at en viss mengde entreprenører investerer i slikt utstyr (som koster mer enn en stripesprederbom) og at de kan drive leiekjøring på en effektiv måte på det resterende arealet. Her er det antatt at 10 % av jordbruksbedriftene investerer i utstyr for forsuring ved spredning, og at de resterende 90 % leier. Det vil koste litt mer å leie slikt utstyr enn ved stripespredning, pluss kostnaden av syre (Tab. 6.2).

Begge tiltaka er omfattet av tilskudd til miljøvennlig spredemetoder fordi de innebærer nedlegging, men fordi tilskuddssatsen varierer en god del mellom regionene er tilskudd ikke tatt med i beregning av privatøkonomisk kostnad. I regionene med høye satser til nedlegging/nedfelling og til bruk av tilførselsslange vil imidlertid tilskuddet kunne dekke store deler av kostnaden. Det er imidlertid stor variasjon i spredkostnaden mellom gårdsbruk utfra størrelse, eksisterende maskinpark, topografi og arrondering slik at høye tilskudd ikke vil motivere alle til å endre praksis.

Tabell 6.2. Kostnader ved ammoniakkreduserende tiltak ved spredning av husdyrgjødsel på eng der 70% av potensialet er stripespredning i kombinasjon med vanninnblanding og 30% er stripespredning i kombinasjon med syretilsetting. Antar 10-års innfasing av tiltaka, der totale merkostnader, total verdi av spart N og endring i klimagassutslepp er beregnet ved full investering.

	70 % Vanninnblanding og stripespredning	30 % Syretilsetting og stripespredning
Totale investeringer	Kr 464 754 500	Kr 163 710 000
Totale merkostnader	Kr 129 840 924	Kr 66 839 232
Total verdi av spart N	Kr 31 398 382	Kr 18 519 029
Verdi av endring i klimagassutslipp	Kr 15 714 222	Kr 9 268 380
Netto nåverdi	kr 1 146 897 046	kr 501 479 233
Redusert NH₃-utslipp totalt	52 940 tonn	31 369 tonn
Samfunnsøkonomisk kostnad per tonn redusert NH₃	Kr 21 664	Kr 15 987
Privatøkonomisk kostnad per tonn redusert NH₃	Kr 28 478	Kr 31 129

Prisen på innkjøpt mineralgjødsl i forhold til kostnadene med å investere i nytt utstyr gjør at man ikke får endret praksis uten å sette inn virkemidler. En høyere pris på innkjøpt gjødsl ville gjort investeringene mer lønnsomme. Dagens støtte til miljøvennlig spredning av husdyrgjødsel gjennom RMP bør vurderes for å finne ut om den har stor nok virkning. I følge tall fra gjødslundersøkinga 2013 og 2018 (se tabell 5.14), ser det ikke ut til at det er en positiv utvikling i mengde gjødsl som blir spredd med stripespreder, eller antall jordbruksbedrifter som bruker stripespreder. Dette kan tyde på at jordbruksbedriftene oppfatter at tiltakene koster mer enn tilskuddet dekker. Antall foretak som har mottatt regionalt miljøtilskudd til nedleggig/nedfelling har likevel økt fra 909 i 2017 til 1764 i 2018, noe som har sammenheng med at ordningen er blitt utvidet. Gjødslundersøkinga 2018 har ikke fanget dette opp. Ordningen er også utvidet i 2019, men tallene fra søknadsrunden 2019 er ikke klare enda. For å få en ønsket endring i gjødslingspraksis ser det ut til at virkemidlene må utvides og forsterkes i form av økte tilskudd og investeringsstøtte. Dersom evaluering av ordningen etter en viss tid viser at man ikke har fått effekt av virkemidlene, kan man vurdere å innføre krav om mer miljøvennlige spredemetoder.

6.2 Spreiing av husdyrgjødsel på åker

Berre 21% av husdyrgjødsla blir spreidd på åker, og potensiale for ammoniakkreduksjon er dermed vesentleg mindre enn for spreiiing på eng. 23% av gjødsla til åker blir i dag spreidd med nedleggingsutstyr (stripespreiar). Det burde vere mulig å spreie all blautgjødsl til åker med nedleggingsutstyr, men ei auke frå 23% til 88% gjev berre ein ammoniakkreduksjon på 240 tonn. Vi reknar derfor ikkje dette som eit aktuelt tiltak. I dag blir i overkant av 11% av gjødsla til åker nedmolda innan 1 time, medan ca 23% ikkje blir nedmolda før etter 12 timar (eller aldri). Dersom ein klarer å nedmolde 34% av gjødsla innan 1 time og unngår nedmolding etter 12 timar blir ammoniakkreduksjonen 560 tonn per år. Det er utfordrande med så stor andel rask nedmolding, men det kan løysast ved bruk av nedfelling eller innleigd arbeidskraft.

Kostnaden av dette tiltaket er utrekna i kapittel 5.4.2 og ligg på rundt 2600 kr/tonn ammoniakk redusert. Det er dermed det mest kostnadseffektive tiltaket. Det blir i dag gitt tilskot til nedlegging og

nedfelling av husdyrgjødsel også i open åker, og satsen varierer litt etter fylke/region. Sidan utslepp av ammoniakk kan reduserast meir ved å bruke nedfellar, bør ein vurdere om tilskotet til nedfelling i open åker bør aukast for å motivere til auka bruk av nettopp denne teknologien. Eit krav om nedmolding innan ein time etter spreiding kan gje samme effekt på utsleppsreduksjon, men det er vanskelige å dokumentere at kravet blir følgt.

6.3 Auka beiting for mjølkekyr

I følgje aktivitetsdata i nitrogenmodellen er andelen gjødsel som mjølkekyr legg frå seg på beite i dag 16%, og andelen er kraftig redusert frå år 2000 då den var 29%. Andelen gjødsel som anna storfe legg frå seg på beite har vore stabilt på 31%. Nye tal om beiting frå gjødselundersøkinga 2018 var ikkje klare då denne rapporten vart skriven. Ei auke i beiting for mjølkeku frå 16 til 25% i 2030 har eit potensiale for ammoniakkreduksjon på 800 tonn per år. Det vil og gje ein reduksjon i metanutsleppet frå husdyrgjødselhantering på 470 tonn, men ei auke i totale lystgassutslepp på 23 tonn på grunn av høgare utsleppsfaktor for direkte lystgassutslepp på beite for storfe enn ved gjødsling. Som omtalt tidlegare er utsleppsfaktoren på beite redusert i nye retningslinjer frå IPCC 2019, slik at beiting framover vil få ein større positiv effekt på klimagassutslepp.

Auka beiting fører til reduksjon av ammoniakk i alle ledd frå fjøs til spreiding ved at det er ei mindre mengde nitrogen som kjem inn i systemet. Det vil likevel redusere effekten av tiltak sett inn seinare i handteringa av gjødsla. Auka beiting kan føre til noko auka arbeidsinnsats, men reduserer behovet for hausta grovfôr. Særleg i område der beiting på innmark er utfordrande, er ein kombinasjon av beiting på innmark og utmark aktuelt.

6.4 Optimalisering og intensivering i storfeproduksjonen

Otimalisering av fôrassjonen til mjølkeku tilsvarande reduksjon i proteininnhaldet frå 17% til 15,5%, redusert framføringstid/innkalvingsalder for kviger til påsett frå 25,5 til 24 mnd og redusert framføringstid for oksar frå 17,9 til 16,5 mnd har eit potensiale for ammoniakkreduksjon på rundt 800 tonn per år. Som for beiting fører dette til reduksjon av ammoniakk i alle ledd, men reduserer effekten av tiltak sett inn seinare i handteringa av gjødsla. Tiltaket er sett saman av tre ulike delar, men det er reduksjon i proteininnhaldet i fôr til mjølkeku som har det absolutt største potensialet på rundt 660 tonn NH₃/år. Det er knytt usikkerheit til storleiken på reduksjonspotensialet både på grunn av at det er vanskeleg å sei kva proteinføringa blir framover, og kor mykje proteinføringa kan reduserast utan at det går utover ytinga. I referansebana ligg det ikkje inne auka proteinføring sjølv om ytinga aukar. Vår oppfatning er at ein i forhold til dagens praksis kan ein redusere proteinføringa utan at ytinga går ned, og at dette også vil gjelde i åra framover. Dersom redusert framføringstid for kviger til påsett og oksar fører til auka proteinføring vil ikkje effekten på ammoniakkutslepp bli slik vi har rekna ut her.

6.5 Tiltak i fjøs og under lagring av husdyrgjødsel

Gris og fjørfe

Innføring av dekke på opne lager med grisegjødsel har etter våre utrekningar svært lite totalt potensiale for ammoniakkreduksjon (69 tonn) og kostnaden per kg redusert NH₃ er ein god del større enn for spreietiltaka (Tab. 6.1). Det låge potensialet for reduksjon er overraskande sidan andelen blaut grisegjødsel lagra i open kum har auka frå 21% i 2013 til 33% i 2018. Det må vere måten ammoniakkutsleppet er rekna ut på ved hjelp av den nye nitrogenmodellen, som er grunn til dette. Det

er behov for å sjå nærmare på utsleppsfaktoren som blir brukt i lager og i grise fjøs, og korleis ein definerer tett og open forbindelse mellom husdyrrom og lager i forhold til praksis. Slik som nitrogenmodellen reknar ut ammoniakkutsleppet i dag går ein svært stor del av ammoniakktapet føre seg i husdyrrommet.

Innføring av tett lagring av gjødsel frå verpehøns og slaktekylling har også svært lite potensiale (28 tonn i Tab. 6.1). Også her viser utrekningane ved hjelp av nitrogenmodellen at det er ein mykje større andel ammoniakk som går tapt i husdyrrommet enn på lager. Gjennomgangen vår viser at dei utsleppsfaktorane som blir brukte i husdyrrom for fjørfe likevel verkar realistiske.

Luftrensing av grise fjøs kan vere eit kostnadseffektivt tiltak i store besetningar, men det bør utgreiast nærmare om teknologien kan knytast til eksisterende ventilasjonssystem. Ved bygging av nye, store fjøs kan det vurderast om det skal vere eit krav å ha med luftrensar, særleg hvis besetningane etter etter kvart blir større. Effekten av tiltaket er avhengig av at nitrogenet som blir fanga opp i luftrensarar ikkje forsvinn som ammoniakkutslepp i neste ledd. Det er såleis knytt usikkerheit både til investeringskostnader og gjennomførbarheit. Teknologien er ukjent blant norske byggningsentreprenørar, men godt utgreia for danske forhold. Innføring av teknologien i Norge bør utgreiast vidare, både for grise- og hønse fjøs. I den samanheng er det viktig at det blir gjennomført målingar av ammoniakkutslepp slik at ein er sikrare på nivået av dei reelle utsleppa.

Storfe

Innføring av tak på lager for storfe har større potensiale for ammoniakkreduksjon enn for grise gjødsel, sjølv om det er rekna at det blir danna skorpe på storfegjødsel. Det er større mengde storfegjødsel totalt og blautgjødsel av storfe har ein større utsleppsfaktor enn blautgjødsel av gris under lagring. Det vil likevel bli eit svært dyrt tiltak per tonn redusert NH_3 og kan ikkje reknast som kostnadseffektivt (Tab. 6.1). Etter utrekningane med nitrogen- og metanmodellen blir det auka lystgassutslepp ved innføring av tak på lager for storfegjødsel, men ikkje reduserte metanutslepp. Dette verkar unaturleg og stemmer nok ikkje med det som skjer i praksis (sjå vedlegg). Luftreinsing i storfefjøs kan ha eit potensiale, men har høg kostnad. Ved bruk av biofilter, som også fangar enterisk metan, aukar potensialet for klimagassreduksjon.

Alle tiltak som blir utført i fjøs og på lager gjer at ein har meir nitrogen igjen i gjødsla ved spreining. Ved ugunstig praksis ved spreining vil tapet under spreining bli større og den totale ammoniakkreduksjonen vesentleg redusert. Det er derfor avgjerande at ein gjennomfører tiltak som reduserer tapa ved spreining før ein vurderer tiltak i fjøs og på lager.

6.6 Mineralgjødsel

Dersom utsleppsreduksjonen frå spreietiltaka i Tabell 6.3 blir tatt omsyn til ved tildeling av mineralgjødsel-N kan gjødslinga reduserast med over 5100 tonn. Det kan redusere ammoniakkutsleppa ytterlegare med rundt 290 tonn NH_3 /år. Estimert redusert lystgassutslepp frå spart mineralgjødsel, inkluderte direkte og andre indirekte utslepp, blir rundt 100 tonn N_2O /år. Reduksjonen av direkte og indirekte lystgassutslepp frå spart mineralgjødsel er rekna ut for kvart enkelt tiltak og lagt til total reduksjon i CO_2 -ekvivalentar.

Eit foreslått tiltak for reduserte ammoniakkutslepp frå mineralgjødsel var å skifte 50% av fullgjødsel 25-2-6 til Opti-NS som har lågare utsleppsfaktor ved gjødsling til eng. Forutsetninga var blant anna ei jamn fordeling av husdyrgjødsel. Gjødselundersøkinga 2018 viste at berre 3,1 millionar daa etablert eng av dei 5 millionar daa det blei søkt om produksjonstillegg for fekk tilført husdyrgjødsel. Ved lange avstandar frå gjødsellager til jordbruksareal kan det både av omsyn til klima og effektivitet vere betre å

gjødsla med berre mineralgjødsla. Vi ser det derfor som lite realistisk at ein klarer å gjennomføre dette skiftet i bruken av mineralgjødslagslag.

Det er lite potensiale for reduksjon av ammoniakkutslepp frå mineralgjødsla utanom å redusere mengda. Det blir brukt minimale mengder med urea, og ein stor del av gjødsla til korn og potet blir nedmolda.

6.7 Ammoniakkreduserande potensiale for dei mest aktuelle tiltaka

Tabell 6.3 viser ein oversikt over dei mest aktuelle tiltaka for ammoniakkreduksjon og 6.4 kostnadane knytt til desse tiltaka.

Tabell 6.3. Dei mest aktuelle ammoniakktiltaka i jordbruket og estimert utsleppsreduksjon av ammoniakk (NH₃), lystgass (N₂O), metan (CH₄) og CO₂-ekvivalentar i tonn/år i 2030. For spreietiltaka inkluderer tonn CO₂-ekvivalentar reduserte tap frå spart mineralgjødsla

Tiltak	NH ₃ utslepps- reduksjon tonn/år 2030	N ₂ O utslepps reduksjon tonn/år 2030	CH ₄ (gjødsla) utslepps- reduksjon tonn/år 2030	CO ₂ e utsleppsreduksjon inkl spart mineralgjødsla-N tonn/år 2030
Stripespreiing i kombinasjon med 1:1 del vatn (70% av potensialet på 85%)	3560	46	0	30930
Stripespreiing i kombinasjon med syre (30% av potensialet på 85%)	2100	27	0	18250
Auke frå 11 til 34% nedmolda mengde gjødsla innan 1 time	560	7	0	4850
Redusert bruk av mineralgjødsla som følgje av spreietiltak (5125 tonn N)	290	101 (inkl.direkte og andre indirekte)	0	Inkludert i spreietiltaka
Auke i andelen gjødsla lagt på beite frå 16-25% for mjølkekyr	800	-23	470	4830
Optimalisering og intensivering i storfe-produksjonen	810	68	Ikkje utrekna, fokus på N	20160
<i>Totalt potensiale</i>	<i>8110</i>	<i>226</i>	<i>470</i>	<i>78470</i>

Det er ikkje realistisk å få nokon særleg effekt at av dei ammoniakkreduserande tiltaka innan 2020, og dermed er det vanskeleg å oppnå 8% reduksjon innan 2020. Vi har føresett at 2021 er det første året ein kan vente seg ein reduksjon i ammoniakkutsleppet. Det er likevel allereie ei økonomisk stimulering i dag til mange av dei tiltaka vi har foreslått, men det ser ikkje ut til at gjødslaundersøkinga i 2018 har fanga opp endra praksis. Det er derimot potensial til reduserte ammoniakkutslepp i 2030. Tabell 6.3 syner eit potensiale på over 8000 tonn NH₃/år. Det som er minst realistisk å få gjennomført her vil nok vere stripespreiing i kombinasjon med syre. I tillegg knyter det seg usikkerheit til så stor auka

beitebruk og til optimaliseringa i fôring av storfe. Vi meiner derfor at det er meir realistisk å klare ein ammoniakkreduksjon per år frå jordbruket på rundt 5000 tonn NH₃ i 2030 i forhold til referanseverdien utan tiltak. Dette tilsvarar ei reduksjon på 15% av dei totale norske utsleppa i 2017, som då var 33 400 tonn NH₃.

Tabell 6.4. Kostnader, barrierar og aktuelle verkemiddel for dei mest aktuelle ammoniakktiltaka i jordbruket.

Tiltak	Samfunns- økonomiske kostnader NOK/tonn NH ₃ /år (potensiale)	Privatøkonomiske kostnader NOK/tonn NH ₃ /år	Barrierer	Aktuelle verkemiddel
Stripespreiing i kombinasjon med 1:1 del vatn (70% av potensialet på 85%)	Kr 21 664 (3560 tonn)	Kr 28 478	Auka spreiekostnader. Store investeringskostnader.	Auke tilskotet til bruk av miljøvenleg spreiemetode.
Stripespreiing i kombinasjon med syre (30% av potensialet på 85%)	Kr 15 987 (2100 tonn)	Kr 31 129	Krev nabosamarbeid og auka leigekøyring. Lite tilgjengeleg teknologi og HMS-utfordringar ved bruk av syre.	Innføre investeringstilskot. Auke pris på innkjøpt gjødsel. Innføre krav om miljøvenleg spreieing på sikt.
Auke frå 11 til 34% nedmolda mengde gjødsel innan 1 time	Kr 2 632 (560 tonn)	Kr 26 450	Auka kostnader til leige eller investering i nedfellingsutstyr og/eller leige av arbeidskraft	Auke tilskotet til nedfelling.
Auke i andelen gjødsel lagt på beite frå 16-25% for mjølkekyr	(+) (800 tonn)		Utfordrande i deler av landet med kort beitesesong, mykje nedbør og på jord med jord med høgt innhald av organisk materiale. Auka bruk av mjølke robot reduserer gjennomførings-grad. Kan påverke ytinga negativt. Auka bruk av utmarksbeite er positivt for gjennomførings-grad.	Auke tilskotet til beiting og beiting i utmark.
Optimalisering og intensivering i storfe-produksjonen	(-) (800)		Redusert proteinfôring til mjølkeku har størst potensial. Kan påverke ytinga. Krev auka kompetanse og kunnskap hos storfebonden.	Kompetanse-hevande tiltak. Auka pris på protein i kraftfôr.

Litteratur

- Adamsen, A. P. S., Kai, P., Kristensen E. F., Poulsen, H.D. og Lund, P. 2016. Miljøteknologier i det primære jordbruk – driftsøkonomi og miljøeffektivitet. Nationalt Center for Fødevarer og Jordbruk, Aarhus Universitet.
- Beckmann, M., Prestvik, A., Morken, J., Nesheim, L., Grønlund, A. 2016. Gjødelsvareforskriften. Evaluering av forslag til krav i gjødelsvareforskriften for å redusere klimagassutslipp, ammoniakktap og nitrogenavrenning fra jordbruket. NIBIO Rapport (2) 133: 57 s.
- Bittman, S., Dedina, M., Howard C.M., Oenema, O., Sutton, M.A., (eds). 2014. Options for Ammonia Mitigation: Guidance from the UNECE Task Force on Reactive Nitrogen, Centre for Ecology and Hydrology, Edinburgh, UK
- Bjerg, B. S., Demeyer, P., Hoyaoux, J., Bartzanas, T., Sándor, R., Fogarty, M. P., & Attard, G. (2019). Review of Legal Requirements on Ammonia and Greenhouse Gases Emissions from Animal Production Buildings in European countries. In 2019 ASABE Annual International Meeting (p. 1). American Society of Agricultural and Biological Engineers.
- Bokashi Norge 2018. Fermentering av husdyrgjødsel. Midtveisrapport. https://bokashinorge.no/wp-content/uploads/2018/10/Midtveisrapport-2-okt2018_Fermentering-av-husdyrgj%C3%B8dsel.pdf
- Carbon Limits. 2018. Calculation of atmospheric nitrogen emissions from manure in Norwegian agriculture, M-1255|2018.31 s.
- Dumont, É., 2018. Impact of the treatment of NH₃ emissions from pig farms on greenhouse gas emissions. Quantitative assessment from the literature data. N. Biotechnol. 46, 31–37. <https://doi.org/10.1016/j.nbt.2018.06.001>
- Eid Hohle, E. 2016. Landbruk og klimaendringer. Rapport fra arbeidsgruppe 2016. 242 p.
- EMEP/EMEP/EEA 2016. EMEP/EEA air pollutant emission inventory Guidebook 2016. Technical guidance to prepare national emission inventories. EEA Report No 21/2016.
- EMEP/EMEP/EEA 2019. EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2019. Technical guidance to prepare national emission inventories. EEA Report No 13/2019
- Gjellestad, B.O. 2018. Husdyrgjødselkostnad i norsk mjølkeproduksjon. Masteroppgave, Fakultet for biovitenskap, NMBU
- Gundersen, G. I., og Heldal J. 2015. Bruk av gjødselressurser i jordbruket 2013. Statistisk sentralbyrå.
- Hansen, Bjørn Gunnar. 2019. "CO₂ – Emission, Costs and Capacity of Different Manure Management Practices- Results from an Advisory Project." *Agricultural Systems* 173 (July). Elsevier: 325–334. doi:10.1016/J.AGSY.2019.03.011.
- Hansen MJ., Nyord T., Hansen LB., Martinsen L., Hasler B., Jensen PK., Melander B., Thomsen AG., Poulsen HD., Lund P., Sørensen JN., Ottosen CO. og Andersen L. 2013. Miljøteknologier i det primære jordbruk - Driftsøkonomi og miljøeffektivitet. DCA rapport 29, Aarhus Universitet.
- Hellsten, S., Dalgaard, T., Rankinen, K., Tørseth, K., Bakken, L., Bechmann, M., Kulmala, A., Moldan, F., Olofsson, S., Piil, K., Pira, K., Turtola, E. 2019. Abating N in Nordic agriculture-Policy, measures and way forward. *Journal of environmental management*, 236, 674-686.
- IPCC 2006. The Intergovernmental Panel on Climate Change. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories.
- IPCC 2019. Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories.

- Karlengen, I. J., Svihus, B., Kjos, N. P., & Harstad, O. M. 2012. Husdyrgjødsel; oppdatering av mengder gjødsel og utskillelse av nitrogen, fosfor og kalium. Sluttrapport. UMB.
- Karlsson, S., Rodhe, L., 2002: Översyn av Statistiska Centralbyråns beräkning av ammoniakavgången i jordbruket – emissionsfaktorer för ammoniak vid lagring och spridning av stallgödsel (Review of Statistics Sweden's calculation of ammonia emissions from agriculture - emission factors for ammonia in storage and spreading of manure), JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik, Uppsala 2002
- Kidane, A., Øverland, M., Mydland, L. T., & Prestløkken, E. 2018. Milk production of Norwegian Red dairy cows on silages presumed either low or optimal in dietary crude protein content. *Livestock science*, 214, 42-50.
- Korsæth, A., Lindegaard, H.J., Veidal, A., Asheim, L.J. 2019. Utbredelse og potensiell økonomisk og miljømessig nytteverdi med presisjonsjordbruk i Norge. NIBIO Rapport 5 (41): 54 s.
- Lyngsø H. 2017. Scenarie for forsuring av halvdelen av gyllen i Danmark. Organe Institute Aps. Tilgjengelig på:
[http://www.organe.dk/docs/Scenarie for forsuring af halvdelen af gyllen i Danmark.pdf](http://www.organe.dk/docs/Scenarie%20for%20forsuring%20af%20halvdelen%20af%20gyllen%20i%20Danmark.pdf)
- Mattilsynet 2018. Mineralgjødselstatistikk 2016-2017.
https://www.mattilsynet.no/planter_og_dyrking/gjodsel_jord_og_dyrkingsmedier/mineralgjodsel_og_kalk/mineralgjodselstatistikk_2016_2017.29547/binary/Mineralgi%C3%B8dselstatistikk%202016%20-%202017
- NIR 2019. Greenhouse Gas Emissions 1990-2017, National Inventory Report. Miljødirektoratet Report M-1271, 2019.
- Norsk Landbruksrådgiving Vest SA. 2019.
https://vest.nlr.no/nyheter/2019/klimabonden/?fbclid=IwAR3_42ZSC7UqgEsGkWxJXKC3gn9jhGIoTBUGDKAHhfFgaK7fO_u_hxeK6o
- Regjeringen 2019. <https://www.regjeringen.no/no/tema/okonomi-og-budsjett/skatter-og-avgifter/avgiftssatser-2019/id2614443/>
- Rivedal, S., Strand, E., Møllerhagen, P.J., Heltoft, P. Praksis for nedmolding av gjødsel til korn, potet og grønnsaker I Norge. Notat til Miljødirektoratet 03.12.2019.
- Spek, J. W. 2013. Variation of milk urea in dairy cattle: a study on factors that affect the relationship between urea concentration in milk and urea excretion in urine.
- Storlien, T. M., & Harstad, O. M. 2016. Tiltak i husdyrproduksjonen. Potensial for reduksjon i utslipp av lystgass og enterisk metan fra mjølkeku populasjonen. Rapport M-471.
- Swiersta, D. Braam, C.R., Smits, M.C. 2001. Grooved floor system for cattle housing: Ammonia emission reduction and good slip resistance. *Applied Engineering in Agriculture*, 17 (1):85-90
- TINE 2018. Statistikkksamling fra Ku- og Geitekontrollen.
- Van Duinkerken, G., Smits, M. C. J., André, G., Šebek, L. B. J., & Dijkstra, J. (2011). Milk urea concentration as an indicator of ammonia emission from dairy cow barn under restricted grazing. *Journal of dairy science*, 94(1), 321-335.
- Yara 2019. <https://www.yara.no/siteassets/crop-nutrition/products/gjodselssortiment-for-jordbruk-yara-norge.pdf/>
- Østerås, G. F. (2018). Effekt på utnyttelse av nitrogen i husdyrgjødsel i Norge ved innblanding av svovelsyre (Bachelor's thesis).

Vedlegg

Vedlegg 1. Vurdering av skorpedanning på storfe gjødsel

Forfatter: Sissel Hansen, NORSØK

Definisjoner husdyrgjødsellager

Vi bruker følgende definisjoner av ulike typer husdyrgjødsellager gjengitt etter nitrogenmodellen for husdyrgjødsel (Carbon Limits 2018, s.12).

The different options for storage considered in the Norwegian model are:

1. Manure cellar, under slatted floor
2. Manure cellar, under solid floor
3. Open manure tank for slurry (unabated)
4. Manure tank with tight roof
5. Manure tank with artificial floating cover (plastic sheeting, LECA balls)
6. Manure tank with floating cover (natural crust or cover with straw)
7. Indoor built up/deep litter
8. Outdoors built up/deep litter
9. Solid manure, outdoor storage

Disse kategoriene definerer vi slik:

1. Gjødselkjeller for bløtgjødsel med åpen forbindelse til fjøs (Åpen forbindelse)
2. Gjødselkjeller for bløtgjødsel med tett gulv mellom fjøs og kjeller (Kjeller med tak)
3. Utendørs gjødsellager uten skorpe (uten reduserende tiltak). Det vil si gjødsellager med hyppig tilførsel av ny gjødsel ovenfra eller annen omrøring som hindrer skorpedanning i gjødselkummen / gjødsellageret eller en gjødseltype som ikke lager skorpe (Kum uten flytedekke)
4. Gjødselkum med tett tak (Kum med tak)
5. Gjødselkum med kunstig flytedekke (plastfolie, LECA kuler) (Kum med K. flytedekke)
6. Gjødselkum med naturlig flytedekke (skorpe) eller dekket med halm (Kum med skorpe)
7. Innendørs dypstrø/talle
8. Utendørs dypstrø/talle
9. Fast husdyrgjødsel utendørs lager

Flytedekke på bløt storfe gjødsel

1. Ulike typer flytedekke

Flytedekke på storfe gjødsel kan være enten et naturlig utviklet flytedekke (skorpe) eller ulike kunstige flytedekker. Skorpa består av faste bestanddeler fra gjødsla som har flytt opp i et bløtgjødsellager. Ei slik skorpe vil naturlig utvikle seg på ubehandlet storfe gjødsel, men ikke på biorest fra fermentert storfe gjødsel (Rodhe m.fl. 2018). Vi definerer også flytedekke av hakket halm som et naturlig flytedekke, jevnfør Carbon Limits (2018), men vi skiller det fra skorpe utviklet i bløtgjødsla.

Kunstig flytedekke kan f.eks bestå av, leca-kuler, olje-film, ulike typer lerret og plastfolie. Det som defineres om kunstig flytedekke vil i praksis påvirke utslipp av NH_3 , N_2O og CH_4 ulikt, avhengig av egenskapene til flytedekket.

Et presenninglignende flytende dekke (Floating cover, Bittman m.fl. 2014) av plastikk, lerret, geotekstil (fiberduk) eller annet egnet materiale vil oppføre seg annerledes enn et porøst dekke som leca-kuler fordi gassen vil bli værende en tid i et porøst dekke, men ikke i presenningen.

2. Danning og sannsynlige egenskaper ved naturlig skorpe på storfegjødsel under ulike forhold (i åpne lager og gjødselkjellere)

I bløtgjødsellager fra storfe vil det dannes ei naturlig skorpe som består av faste bestanddeler av gjødsla. Dette fordi de faste partiklene er lettere enn den flytende del av gjødsla og flyter opp. Det begynner å dannes naturlig skorpe etter 10-20 dager, samtidig reduseres NH_3 -fordamping (Misselbrook m.fl., 2005). Tykkelsen på skorpa vil øke med økende tørrstoffinnhold i gjødsla, minkende overflate i forhold til gjødselvolum, økende andel grovfôr i fôrrasjonen og fordamping og den vil minke med omrøring og annen bevegelse i gjødsla og regn (Smith m.fl., 2007). Det utvikles ikke skorpe når tørrstoffinnholdet er lavere enn 1% (Misselbrook m.fl., 2005). Type strø til storfe i fjøset (ingen, sagmugg, papir strimler, hakket halm) påvirket ikke dannelsen av skorpe.

Ei porøs skorpe med høyt tørrstoffinnhold vil inneholde en del luft, mens ei våt skorpe vil være mer kompakt og ha et lavere innhold av luft.

3. Antatt Skorpedanning ved ulike lagertyper:

1. Gjødselkjeller for bløtgjødsel med åpen forbindelse til fjøs (Åpen forbindelse)

En rekke observasjoner av bløtgjødsel under fjøs med åpen forbindelse tyder på at her utvikler det seg ei solid skorpe. Vi har ikke dokumentert det med måling, men legger til grunn egne observasjoner gjennom mange år og samtaler med tidligere jordbrukssjef og flere gårdbrukere på Tingvoll. Alle har observert at det dannes skorpe. Det ser imidlertid ut til at det tar ei stund før ny tilførsel av urin siger gjennom skorpa. Den vil da kunne ligge oppå skorpa og NH_3 fordamper lett. Hvor raskt urin siger gjennom skorpa vil avhenge av egenskapene til skorpa. Tilførselen av urin vil også bare skje i den delen av gjødsellageret hvor det er åpen forbindelse opp til fjøset. Hvor stor andel av skorpa som blir på virket av ny tilførsel av urin vil derfor være avhengig av forholdet mellom tett gulv og åpen forbindelse i fjøset. Der det er et dekke over gjødsla er det grunn til å tro at ei slik skorpe vil bli tørrere enn skorpe på utendørs lager på tider av året med lav fordamping og mye regn. Fordi betydningen av skorpe og på innendørs gjødsellager med åpen forbindelse er lite undersøkt vil et anslag på potensialet for reduserte NH_3 utslipp være svært usikker.



Eks på bløtgjødsel rett under spalter hvor det to dager før ble satt inn kviger. Foto Sissel Hansen, NORSØK

2. Gjødselkjeller for bløtgjødsel med tett gulv mellom fjøs og kjeller (Kjeller med tak)

Dersom ny gjødsel tilføres i en kant av gjødselkjelleren uten at massen omrøres er det sannsynlig at det i mesteparten av gjødsellageret utvikles ei tydelig skorpe. Den vil også kunne være tørrere enn skorpe på utendørs lager på tider av året med lav fordamping og mye regn.



Eks på bløtgjødsel i kvigefjøs med tett gulv og nedslepp av ny gjødsel gjennom luker. Foto Sissel Hansen, NORSØK

3. Utendørs gjødsellager uten skorpe (uten reduserende tiltak) (Kum uten flytedekke)
Vi antar at den skorpa som dannes her vil være tynn, usammenhengende og/eller av kort varighet.



Eks på gjødsellager uten eller med delvis skorpe. Foto Martha Ebbesvik, NORSØK

4. Gjødselkum med tett tak (Kum med tak)

I hvor stor grad det dannes skorpe avhenger av hvordan ny gjødsel tilføres. Dersom gjødsla tilføres nedenfra uten at det blir noe særlig omrøring er det sannsynlig at det utvikles ei tjukk, sterk og tørr skorpe. Dersom ny gjødsel tilføres ovenfra vil skorpedanning avhenge av hvordan den nye gjødsla treffer i gjødsellageret og hvor mye omrøring det blir ved tilførsel av ny gjødsel. Dersom det bare er en liten del av gjødsellageret som blir berørt ved tilførsel av ny gjødsel så er det sannsynlig at det dannes skorpe på resten av gjødselkummen.

5. Gjødselkum med kunstig flytedekke (plastfolie, LECA kuler) (Kum med K. flytedekke)

Her er det laget et kunstig flytedekke. For at det skal ha en fullstendig effekt som diffusjonssperre avhenger det av at det ikke blir påvirket av tilførsel av ny gjødsel til gjødselkummen.

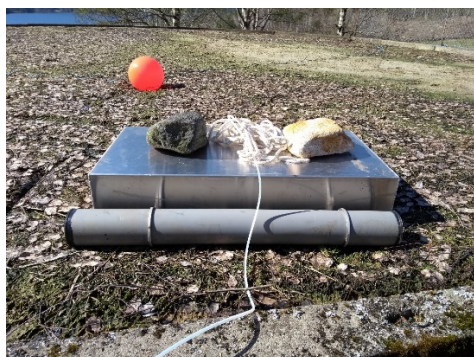


Eks på kum med delvis dekke av duk. Her røres gjødsla opp før spredning. Foto Martha Ebbesvik, NORSØK

6. Gjødselekum med naturlig flytedekke (skorpe) eller dekket med halm (Kum med skorpe)

Ved tilførsel av gjødsel nedenfra dannes det ei solid skorpe som varer hele vinteren. Overskudd av snø kan fjernes fra toppen. Skorpa vil kunne bli mer kompakt og fuktig enn ved innendørs lagring der det er mye regn og snø. Dersom ny gjødsel tilføres ovenfra vil skorpedanning avhenge av hvordan den nye gjødsla treffer i gjødsellageret og hvor mye omrøring det blir ved tilførsel av ny gjødsel. Dersom det bare er en liten del av gjødsellageret som blir berørt ved tilførsel av ny gjødsel, så er det sannsynlig at det dannes skorpe på resten av gjødselekummen. Ved tilførsel av gjødsel ovenfra vil snø og is kunne bli værende inni gjødsla til isen smelter.

Et flytedekke av halm vil oppføre seg annerledes på storfe gjødsel enn svin gjødsel. Rodhe m. fl., 2018 fant at halmen ble liggende som et porøst dekke oppå svin gjødselen, mens den ble tettere og dannet en enhet med storfe gjødselen. De antok at årsaken til dette er at storfe gjødsel er mer tixotrop enn svin gjødsel. Det vil si at storfe gjødsel har en mer geleaktig konsistens og danner antakelig en helhet med halmdekket.



Eks på utendørs gjødsellager med tett og tykk skorpe etter lagring gjennom vinteren. Kassen er til gassprøver for bestemmelse av utslipp av klimagassene N₂O og CH₄. Foto Martha Ebbesvik, NORSØK

3. Sannsynlige effekter av ulike typer flytedekke/skorper på utslipp av NH₃, N₂O og CH₄.

Prinsipielle betraktninger av flytedekke / skorpe sin beskaffenhet på utslipp av NH₃, N₂O og CH₄.

NH₃: Naturlig skorpe reduserer utslipp av NH₃ (Sommer m.fl., 1993; Smith m.fl., 2007; Misselbrook m.fl., 2005; Nielsen m.fl., 2010; VanderZaag m.fl., 2010; Hou m.fl., 2015), men effekten er svært varierende. Sommer m.fl. (1993) fant at dannelse av naturlig skorpe på storfe bløt gjødsel reduserer NH₃ utslipp med ca 80%, Smith m.fl. (2007) med 60% og Misselbrook m.fl. (2005) med 50%. Smith m.fl. (2007) fant at det var størst reduksjon i tørre skorper som ikke er brutt. De fant et gjennomsnittlig utslipp på 1,07 og 3,42 g NH₃-N per m² og dag fra bløt gjødsellager med og uten skorpe på melkeproduksjonsbruk. Sun m.fl. (2014) fant ingen effekt av skorpe på NH₃-utslipp, men det var først tydelig skorpe etter 70 dager og forsøket varte bare i 110 dager. I motsetning til dette fant (Misselbrook m.fl., 2005) at skorpe reduserte NH₃ utslipp allerede etter 10-20 dager.

Hou m.fl. (2015) fant i sin metaanalyse en gjennomsnittlig reduksjon i NH₃-utslipp på 65%, med en variasjon fra 14 til 89%. Egenskapene til skorpa har mye å si for hvor mye NH₃ som slippes igjennom. En svakhet med analysen til Hou m.fl. (2015) er at de ikke skiller mellom storfe gjødsel og svin gjødsel, som oppfører seg svært forskjellig både når det gjelder å danne skorpe og reaksjon mellom gjødsla og et eventuelt flytedekke. Hou m.fl. (2015) fant at hakket halm, granulater, kunstig film, torvstrø eller olje hadde signifikant lavere utslipp av NH₃ (p < 0.01) enn det gjødsellager uten slik dekke hadde. VanderZaag m.fl. (2008) fant at et gjennomtrengelig syntetisk dekke (BIOCAP, presenning av geotekstil og polyetylen) reduserte NH₃-utslipp med 90%. VanderZaag m.fl. (2009) fant at 15 og 30 cm dekke av halm reduserte NH₃-utslipp fra lager med henholdsvis 78 og 90%. På grunn av økt tap av NH₃ under omrøring fra lager som var dekket med halm ble den totale reduksjonen i NH₃ tap på

henholdsvis 68 og 78%. Også (Moitzi m.fl., 2007) fant at det er en stor fare for at en del av $\text{NH}_3\text{-N}$ som er konserverert med flytedekke, tapes ved omrøring og spredning, men det totale tapet blir likevel mindre enn uten flytedekke. Det største tapet skjer etter spredning på jorda (Moitzi m.fl., 2007).

N_2O : IPCC 2006 anslår at 0,5% (0,25%-1%) av total nitrogen i lagret bløtgjødsel omdannes til $\text{N}_2\text{O-N}$ ved naturlig flytedekke/skorpe, og at det ikke blir N_2O -emisjon i bløtgjødsel uten skorpe. N_2O -dannelse ved skorpe skyldes at når $\text{NH}_4\text{-N}$ diffunderer gjennom porøs skorpe så skjer det en nitrifisering. Det vil si at $\text{NH}_4\text{-N}$ oksyderes til $\text{NO}_3\text{-N}$. I denne omdanninga vil deler av nitrogenet slippes ut som lystgass. Det skyldes vekslende aerobe og anaerobe forhold i skorpa. Mekanismene bak dette er detaljert beskrevet av Petersen m.fl. (2013). Dersom skorpa er vannmettet vil det ikke dannes N_2O (Sommer m. fl., 2000). Dette er ofte tilfelle i utendørslager uten tak ved mye regn, sent om høsten når det er lite fordamping og tidlig på våren når snøen smelter. I etableringsfasen av ei skorpe som kan ta flere uker dannes det heller ikke N_2O (Petersen, 2018). Det skyldes sannsynligvis at skorpa enda ikke er porøs nok til det.

Rodhe m. fl. (2018) undersøkte effekt av flytedekke av halm på N_2O -utslipp. De fant N_2O -utslipp fra svinegjødsel, men ikke fra storfegjødsel. Årsaken til dette er at storfegjødsel er mer tixotrop enn svinegjødsel. Det vil si at den danner mer geleaktig konsistens og danner antakelig en helhet med halmdekket, mens halmen ble liggende som et porøst dekke oppå svinegjødelsen. I motsetning til dette fant VanderZaag m.fl. (2009) at et halmdekke på storfebløtgjødsel økte utslippet av N_2O .

VanderZaag m.fl. (2008) fant at et gjennomtrengelig syntetisk dekke (BIOCAP, presenning av geotekstil og polyetylen) reduserte N_2O -utslipp med 68%, men N_2O -utslippet betydde svært lite av det totale utslippet av klimagasser (<4%). De fant derfor ingen signifikant forskjell på totale utslipp av GHG, fordi det ikke ble reduksjon i utslippet av CH_4 . Også Wood m.fl. (2012) fant at N_2O -utslipp fra lagret bløtgjødsel fra storfegjødsel betydde lite for de totale utslippene av klimagasser (<5%).

CH_4 : Metanotrofe bakterier oksiderer CH_4 fra bløtgjødsel til CO_2 i ei porøs naturlig skorpe og annet porøst flytedekke (Sommer m.fl. 2000; Petersen m.fl., 2005). Dette registreres som et redusert utslipp av CH_4 . Noen ganger er oksidasjonen av CH_4 så stor at det ikke registreres utslipp av CH_4 . Det blir sterkere oksidasjon av CH_4 jo tørrere og mer porøs ei skorpe er. Petersen m.fl. (2005) anbefaler derfor tak over utendørs lager for å unngå at nedbør i skorpa gjør den våt og lite porøs. Ved sammenligning av flytedekke av halm med tak fant Amon m.fl. (2006) at utslippene av CH_4 og N_2O ble høyest med halm. En kombinasjon av flytedekke og tak ser generelt ut til å være mest effektivt for å redusere CH_4 - og N_2O -utslipp. I tråd med dette fant Clemens m.fl. (2006) at flytende halmdekke på biorest i kombinasjon med tak gav størst reduksjon i utslipp av CH_4 og NH_3 .

Ebbesvik m.fl. (upublisert) fant store utslipp av CH_4 fra gjødellager med tykk skorpe våren 2019. Det store utslippet skyldes antakelig en kombinasjon av flere faktorer. Skorpa var våt og kompakt etter at snøen over skorpa akkurat hadde tint. Det var sannsynligvis også en frostsprengning av det organiske materialet og bakterier i den i løpet av vinteren. Ved tining ble det dermed frigjort mye lett tilgjengelig karbon. I tillegg ble det svært varmt rett etter at skorpa tinte, og CH_4 -produksjon stiger med økende temperatur.

Rodhe m.fl. (2018) sammenlignet ubehandlet bløtgjødsel fra storfe med skorpe med biorest fra storfegjødsel uten skorpe. Det ble størst CH_4 -frigjøring fra biorest. I slutten av juni, 65 dager etter oppstart, ble det dannet lystgass fra ubehandlet bløtgjødsel, men ikke fra biorest. Effekten av CH_4 var større enn effekten av N_2O , så de største utslippene kom fra behandlet storfegjødsel. Temperaturen påvirker CH_4 -utslipp mer i behandlet enn ubehandlet storfegjødsel.

VanderZaag m.fl. (2008) fant at et gjennomtrengelig syntetisk dekke (BIOCAP, presenning av geotekstil og polyetylen) ikke reduserte CH_4 -utslipp. Sannsynligvis fordi dekket var tynt og lite porøs.

Vurdering av effekten av flytedekke/skorpe i forhold til utslippsfaktorene for NH₃ som er brukt i den norske nitrogenmodellen til Carbon Limits og hvordan det vil påvirke antatt utslipp av N₂O og CH₄

		Potensiale for reduserte NH ₃ -N utslipp		Emisjonsfaktorer (EF) for direkte N ₂ O-N utslipp fra gjødsellager (kg N ₂ O-N/kg Nex)		
	Dominerende flytedekke	Carbon Limits	Vårt anslag	Carbon Limits	Vårt anslag	
1	Åpen forbindelse	Tykk porøs skorpe	0 %	30 %	0	0,0025
2	Kjeller med tak	Tykk porøs skorpe*	60 %	60 %	0,005	0,005
3	Kum uten flytedekke	Ingen	0 %	0 %	0	0
4	Kum med tak	Tykk porøs skorpe*	80 %	80 %	0,005	0,005
5	Kum med K. flytedekke	Kunstig flytedekke*	60 %	60 %	0,005	0,005
6	Kum med skorpe	Skorpe med varierende fuktighet og tetthet*	40 %	40 %	0,005	0,0025

* Tykkelsen og antatt egenskaper til disse avhenger av at flytedekket i vesentlig grad ikke påvirkes/brytes ved tilførsel av ny gjødsel.

1. Gjødselkjeller for bløtgjødsel med åpen forbindelse til fjøs (Åpen forbindelse)

Vårt anslag vil her avvike fra Carbon Limits sitt forslag til potensialet for reduserte NH₃-utslipp. Det skyldes at vi anser det som svært sannsynlig at det vil dannes ei porøs skorpe på gjødsla i en slik kjeller og at skorpa vil bli porøs på grunn av fravær av nedbør i skorpa. Vårt anslag er lavere enn anslaget Carbon Limits har for lagertype 2 (Kjeller med tak) og lavere enn lagertype 3 (Kum med tak). Det skyldes at en kjeller sannsynligvis har betraktelig større bredde i forhold til volum enn en utendørs tank har, og fordi skorpa vil bli noe påvirket av tilførsel av urin og møkk der spaltene til fjøset er. I tråd med antakelsen av porøs skorpe har vi justert opp emisjonsfaktor (EF) for N₂O til 0,25%. Det er halvparten av IPCC 2006 og Carbon Limits sitt anslag for N₂O-utslipp i lager med skorpe. Carbon Limits nevner ikke CH₄, men vi anser det som sannsynlig at utslipp av CH₄ blir sterkt redusert pga oksidering av CH₄ i skorpa i de deler av kjelleren som ikke får jevnlig tilførsel av urin (Jamfør Petersen m.fl., 2005). På grunn av få undersøkelser, er disse antakelsene usikre.

2. Gjødselkjeller for bløtgjødsel med tett gulv mellom fjøs og kjeller (Kjeller med tak)

Vårt anslag samsvarer her med Carbon Limits sitt forslag til potensialet for reduserte NH₃-utslipp. Det skyldes at vi anser det som svært sannsynlig at det vil dannes ei porøs skorpe på gjødsla i en slik kjeller og at skorpa vil bli porøs på grunn av fravær av nedbør i skorpa. Vi har satt det lavere enn lagertype 3 (Kum med tak). Det skyldes at en kjeller sannsynligvis har betraktelig større bredde i forhold til volum enn en utendørs tank har, og fordi skorpa vil bli noe påvirket av tilførsel av ny gjødsel fra fjøset. Vi antar samme EF for N₂O som Carbon Limits. Vi anser det som sannsynlig at utslipp av CH₄ blir sterkt redusert pga oksidering av CH₄ i skorpa (Jevnfør Petersen m.fl., 2005)

3. Utendørs gjødsellager uten skorpe (uten reduserende tiltak). (Kum uten flytedekke)

Vårt anslag samsvarer her med Carbon Limits sitt forslag, både når det gjelder potensialet for reduserte NH₃-utslipp og EF for N₂O. Her vil det heller ikke skje noen reduksjon av CH₄-utslipp da et slikt lager vil være anaerobt.

4. Gjødsekum med tett tak (Kum med tak)

Vårt anslag samsvarer her med Carbon Limits sitt forslag, både til potensialet for reduserte NH_3 -utslipp og EF for N_2O . Her vil det sannsynligvis skje en stor reduksjon av CH_4 -utslipp da fravær av nedbør gjør at det sannsynligvis vil dannes ei tykk og porøs skorpe. Skorpedannelsen vil også stimuleres av liten bredde i forhold til volum i gjødsetanken. Den store effekten av skorpe forutsetter at skorpa ikke brytes ved tilførsel av ny gjødsel og at ny gjødsel tilføres under og ikke oppå skorpa.

5. Gjødsekum med kunstig flytedekke (plastfolie, LECA kuler) (Kum med K. flytedekke)

Også her har vi valgt å følge Carbon Limits sitt forslag, men vil påpeke at selv om plastfolie og leca-kuler begge reduserer NH_3 -utslipp så vil de påvirke utslipp av N_2O og CH_4 forskjellig. Plastfolie vil høyst sannsynlig redusere utslippene av N_2O sterkt, men ikke utslippene av CH_4 (VanderZaag m.fl., 2008). I motsetning til dette vil et porøst dekke av for eksempel Leca-kuler øke N_2O -utslipp og redusere CH_4 -utslipp. Fordi det totale utslippet av N_2O fra bløtgjødsel-lager er små, vil en reduksjon av CH_4 -utslipp bety mest for det totale utslippet av klimagasser.

6. Gjødsekum med naturlig flytedekke (skorpe) eller dekket med halm (Kum med skorpe)

Vårt anslag samsvarer her med Carbon Limits sitt forslag til potensialet for reduserte NH_3 -utslipp. Lavere anslag for NH_3 -reduksjon enn for lager med tak, skyldes nedbør i kummen og usikkerhet med hensyn til hvordan ny gjødsel tilføres og i hvor stor grad skorpa blir påvirket av det. Vi har foreslått lavere EF for N_2O enn Carbon Limits. Det skyldes at i perioder med våt og/eller ufullstendig skorpe så vil det være små utslipp av N_2O . Sannsynligvis vil skorpa ha stor betydning for reduserte utslipp av CH_4 i tørre og varme perioder. Er det kaldt så er utslippene små, og er det vått så reduserer ikke skorpa CH_4 -utslipp i noe særlig grad. For å redusere CH_4 -utslipp fra lageret så mye som mulig er det derfor viktig å få tømt lageret så tidlig som mulig etter tining om våren.

Oppsummering av utslipp av NH_3 , N_2O og CH_4 fra gjødsellager.

Naturlig skorpe er et effektivt og rimelig tiltak for å redusere utslipp av NH_3 og CH_4 fra lager med bløtgjødsel fra storfe. Det er viktig med tak over gjødsla for å unngå at nedbør og snø gjør skorpa lite porøs. Gjødsellageret kan enten være i kjeller under fjøs eller i et utendørs lager med dekke. Det blir også god skorpedannelse ved åpen forbindelse mellom gjødsekkjeller og fjøs. Hvordan ny gjødsel tilføres har mye å si for skorpedanning. Dersom ny gjødsel tilføres slik at det ofte bryter eksisterende skorpe fører det til at skorpa fungerer dårligere/eventuelt at det ikke dannes skorpe. Det dannes heller ikke skorpe på fermentert storfe-gjødsel (Biorest). Utslippet av N_2O øker med tykkelsen og porøsiteten på skorpa, men utslippet av NH_3 og CH_4 ser ut til å bety mye mer for det totale utslippet av drivhusgasser i CO_2 -ekvivalenter enn økt utslipp av N_2O .

Forskningsbehov

Oppsummeringen ovenfor er basert på få observasjoner og utenlandske forskningsresultat. Dersom tykkelsen og porøsiteten i ei skorpe skal brukes til å estimere utslipp av NH_3 , N_2O og CH_4 fra gjødsellager, trengs det en kartlegging av hvor vanlig det er med skorpe på norske gjødsellager og hvor tykk og porøs den er under ulike forhold. Dette, for å gjøre utslippsestimatene bedre. Det trengs også undersøkelser av effekt av ulike typer skorpe og porøsitet på utslipp av NH_3 , N_2O og CH_4 under norske forhold for å kunne tilpasse de brukte modellene bedre til norske forhold.

Videre trengs det forskning på effektive og rimelige måter å tilføre nye gjødsel på uten at eksisterende skorper brytes. I Sverige er det påbudt å tilføre ny gjødsel under skorpa i utendørs lager uten tak, slik at ikke skorpa brytes i utendørs gjødsellager. Vanligvis tilføres gjødsla med et rør som munner ut like over bunn i gjødsellageret (Lena Rodhe, RISE, Sverige, pers. med.).

Det er dyrt å bygge tak over gjødselkum, og det er ønskelig å utvide lagerkapasiteten av husdyrgjødsel mange steder. Det er ofte aktuelt med ekstra lagerkummer nær jorder hvor det er aktuelt å bruke gylleanlegg. Dette for å sikre bedre utnytting av gjødsla totalt. Det er derfor ønskelig med forskning som utvikler rimelige og gode tak-løsninger.

Ut fra utenlandsk litteratur så tyder det på at ei porøs skorpe med metanoksiderende bakterier kan redusere utslippene av metan fra gjødsellager med bløt storfe gjødsel svært mye (Husted 1994; Sommer m.fl., 2000; Petersen m.fl., 2005), mens Lena Rodhe, Sverige ikke har funnet det samme. Det er kostbart å bygge biogassanlegg som i dag er et anbefalt tiltak for å redusere utslipp av metan fra storfe gjødsel. Det trengs derfor flere undersøkelser fra lager med tykk porøs skorpe og tak for å vurdere om dette faktisk reduserer utslipp av CH₄, og det så mye at det er et alternativ som under norske forhold kan være et like effektivt tiltak for å redusere CH₄-utslipp som å bygge biogassanlegg.

Referanser

Amon, B., Kryvoruchko, V., Amon, T., Zechmeister-Boltenstern, S., 2006. Methane, nitrous oxide and ammonia emissions during storage and after application of dairy cattle slurry and influence of slurry treatment. *Agric. Ecosyst. Environ.* 112, 153–162.

Bittman, S., Dedina, M., Howard C.M., Oenema, O., Sutton, M.A., (eds), 2014, Options for Ammonia Mitigation: Guidance from the UNECE Task Force on Reactive Nitrogen, Centre for Ecology and Hydrology, Edinburgh, UK

Carbon Limits. 2018. Calculation of atmospheric nitrogen emissions from manure in Norwegian agriculture, M-1255|2018.31 s.

Clemens, J., Trimborn, M., WEILAND, P., Amon, B., 2006. Mitigation of greenhouse gas emissions by anaerobic digestion of cattle slurry. *Agric. Ecosyst. Environ.* 112, 171–177.

Hou, Y., Velthof, G.L., Oenema, O., 2015. Mitigation of ammonia, nitrous oxide and methane emissions from manure management chains: a meta-analysis and integrated assessment. *Glob. Chang. Biol.* 21, 1293–1312. <https://doi.org/10.1111/gcb.12767>

Husted, S., 1994. Seasonal variation in methane emission from stored slurry and solid manures. *J. Environ. Qual.* 23, 585–592. <https://doi.org/10.2134/jeq1994.00472425002300030026x>

IPCC, 2006. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Agriculture, Forestry and Other Land Use., <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/index.html>. International Panel of Climate Change, <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/index>.

Misselbrook, T.H., Brookman, S.K.E., Smith, K.A., Cumby, T., Williams, A.G., Mccrory, D.F., 2005. Atmospheric Pollutants and Trace Gases Crusting of Stored Dairy Slurry to Abate Ammonia Emissions□: Pilot-Scale Studies. *J. Environ. Qual.* 34, 411–419. <https://doi.org/10.2134/jeq2005.0411dup>

Moitzi, G., Amon, B., Amon, T., Kryvoruchko, V., Wagner-Alt, C., Hackl, E., Zechmeister-Boltenstern, S., Boxberger, J., 2007. EMISSIONS OF NH₃, CH₄ AND N₂O DURING STORAGE AND AFTER APPLICATION OF UNTREATED AND ANAEROBICALLY DIGESTED SLURRY. *Bull. Univ. Agric. Sci. Vet. Med. Cluj-Napoca. Agric.* 63. <https://doi.org/10.15835/BUASVMCN-AGR:1425>

Nielsen, D.A., Nielsen, L.P., Schramm, A., Revsbech, N.P., 2010. Oxygen distribution and potential ammonia oxidation in floating, liquid manure crusts. *J. Environ. Qual.* 39, 1813–1820. <https://doi.org/10.2134/jeq2009.0382>

- Petersen, S.O., 2018. Greenhouse gas emissions from liquid dairy manure: Prediction and mitigation. *J. Dairy Sci.* 101, 6642–6654. <https://doi.org/10.3168/jds.2017-13301>
- Petersen, S.O., Amon, B., Gattinger, A., 2005. Methane oxidation in slurry storage surface crusts. *J. Environ. Qual.* 34, 455–461.
- Petersen, S.O., Blanchard, M., Chadwick, D., Del Prado, A., Edouard, N., Mosquera, J., Sommer, S.G., 2013. Manure management for greenhouse gas mitigation. *Animal* 7, 266–282. <https://doi.org/10.1017/S1751731113000736>
- Rodhe, L., Ascue, J., Tersmeden, M., Willén, Nordberg, Å., Salpmom, E., Sundberg, M. 2013. Växtgusgaser från rötad och orötad nötflytgjödning vid lagring och efter spridning. JTI – Institutet för jordbruks och miljöteknik. JTI-rapport 2013, Lantbruk och Industri nr 413. 34 sider
- Rodhe, L., Alverbäck, A., Ascue, J., Edström, M., Nordberg, Å., Pizzul, L., Tersmeden, M., 2018. Åtgärder för att minimera växthusgasutsläpp från lager med rötad och orötad gödsel. Rise Rapport, Uppsala, Sverige 2018:18..52 sider.
- Smith, K., Cumby, T., Lapworth, J., Misselbrook, T., Williams, A., 2007. Natural crusting of slurry storage as an abatement measure for ammonia emissions on dairy farms. *Biosyst. Eng.* 97, 464–471. <https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2007.03.037>
- Sommer, S.G., Christensen, B.T., Nielsen, N.E., Schjørring, J.K., 1993. Ammonia volatilization during storage of cattle and pig slurry: effect of surface cover. *J. Agric. Sci.* 121, 63–71. <https://doi.org/10.1017/S0021859600076802>
- Sommer, S.G., Petersen, S.O., Sogaard, H.T., 2000. Greenhouse gas emission from stored livestock slurry. *J. Environ. Qual.* 29, 744–751.
- Sun, F., Harrison, J.H., Ndegwa, P.M., Johnson, K., 2014. Effect of manure treatment on ammonia emission during storage under ambient environment. *Water. Air. Soil Pollut.* 225, 2094. <https://doi.org/10.1007/s11270-014-2094-7>
- VanderZaag, A.C., Gordon, R.J., Jamieson, R.C., Burton, D.L., Stratton, G.W., 2010. Effects of winter storage conditions and subsequent agitation on gaseous emissions from liquid dairy manure. *Can. J. Soil Sci.* 90, 229–239. <https://doi.org/10.4141/CJSS09040>
- VanderZaag, A.C., R. J. Gordon, R. C. Jamieson, D. L. Burton, G. W. Stratton, 2009. Gas Emissions from Straw Covered Liquid Dairy Manure During Summer Storage and Autumn Agitation. *Trans. ASABE* 52, 599–608. <https://doi.org/10.13031/2013.26832>
- VanderZaag, A.C., R. J. Gordon, V. M. Glass, R. C. Jamieson, 2008. Floating Covers to Reduce Gas Emissions from Liquid Manure Storages: A Review. *Appl. Eng. Agric.* 24, 657–671. <https://doi.org/10.13031/2013.25273>
- Wood, J.D., Gordon, R.J., Wagner-Riddle, C., Dunfield, K.E., Madani, A., 2012. Relationships between dairy slurry total solids, gas emissions, and surface crusts. *J. Environ. Qual.* 41, 694–704. <https://doi.org/10.2134/jeq2011.0333>

Vedlegg 2. Separat lagring av urin og fastgjødsl

Forfatter: Sissel Hansen, NORSØK

Viktige egenskaper ved urin og fastgjødsl som gjør at de vil oppføre seg annerledes enn bløtgjødsl med hensyn til utslipp av ammoniakk (NH_3), metan (CH_4) og lystgass (N_2O)

Ved skilt lagring av storfegjødsl vil vi ha en lettflytende og en fast del. Egenskapene til disse avhenger av føring og hvordan urin er skilt fra fastgjødsl. Dersom urinen er helt ren uten innblanding av fastgjødsl vil det ikke skje en konvertering av urinsyre til NH_3 og CO_2 . Det skyldes at bakterier som spalter urinstoff ved urease finnes i den faste gjødsla. I praksis vil det imidlertid alltid bli noe innblanding av fastgjødsl da urin og fastgjødsl vil ha kontakt i skantilen. Det aller meste av N-forbindelsene i urin vil derfor gå over til $\text{NH}_4\text{-N}$ i løpet av kort tid. Et gammelt forsøk viste at etter 2 dager utgjorde $\text{NH}_4\text{-N}$ 5% av total-N i urin og 42 % i urin blandet med fast gjødsl. Etter 4 dager var imidlertid 90% av nitrogenet $\text{NH}_4\text{-N}$ i begge tilfeller (Sorteberg, 1965).

I en landkum (urinkum) vil det ikke dannes skorpe da tørrstoffinnholdet er svært lavt, og det ikke dannes skorpe når tørrstoffinnholdet er lavere enn 1% (Misselbrook m.fl., 2005). Ammoniakk kan derfor lett fordampe fra en landkum om den ikke er dekket med et tett dekke. Så lenge det ikke er noe porøst dekke over landkummen vil det ikke bli utslipp av N_2O fordi det ikke skjer noen nitrifikasjon av $\text{NH}_4\text{-N}$ (se vedlegg 1). Fordi det er lite tørrstoff i en landkum og dermed lite eller ingen tilgjengelig karbon, er det ikke noe grunnlag for produksjon av CH_4 og utslippene av CH_4 blir enten små eller fraværende avhengig av hvor mye fastgjødsl som har blitt med over i landkummen.

Fordi tørrstoffinnholdet er lavt og urin dermed infiltrerer mye raskere i jorda enn det bløtgjødsl gjør kan en forvente at tapene blir små etter spredning. NH_3 -fordamping er imidlertid også påvirket av $\text{NH}_4\text{-N}$ konsentrasjonen i urinen, og jord- og værforhold ved spredning. Lockyer og Whitehead (1990) fant at mengden $\text{NH}_3\text{-N}$ som fordampet etter spredning av urin i eng varierte fra 4 til 27%. I et laboratorieforsøk med 22 typer jord fant Whitehead og Raistrick (1993) en gjennomsnittlig NH_3 -fordamping på 27% av tilført nitrogen i urin (med variasjon fra 7 til 41% av tilført nitrogen). I undersøkelsene til Rodhe m.fl. (1997) ble 20-80% av nitrogenet i storfeurin fordampet som NH_3 . Høyest ble tapene ved breispredning, og ved spredning etter 1. slått. De forklarer de høye tapene med at jorda var tett i overflaten, og at det var varmt i været. Oppsummert så kan en si at tapene av NH_3 fra spredning av land vil variere svært mye med jord og spreddeforhold, og at de kan være svært store under ugunstige forhold.

Melkekyr har i dag en så sterk føring at den faste gjødsla svært sjelden er porøs. Den ligner mer på det svenskene kaller «klätgødsl», som er tett og med lite tilgjengelig luft. For å få en fastgjødselfraksjon som kan komposteres er det derfor noen som ønsker å separere gjødsla.

Ved en mekanisk separering av bløtgjødsl som fungerer bra vil den fuktigste delen i den faste gjødsla bli med i den flytende fraksjonen. Den faste delen som blir igjen, blir dermed tørrere enn ved naturlig separering og er lettere å kompostere. Fra ungdyr og ammekyr som føres ekstensivt blir gjødsla tørrere enn fra høytstående melkekyr. Slik gjødsl blandet med strø blir oftere kompostert enn gjødsl fra melkekyr.

Med kompostering mener vi en spontan biologisk omdanning av fast organisk materiale med tilgang på luft (aerobe forhold) hvor bakterier, sopp og andre mikroorganismer omdanner organisk materiale og bygger opp stabile organiske forbindelser, kalt kompost. Den vanligste komposteringsmetoden for storfegjødsl er rankekompostering hvor fast husdyrgjødsl blandes med strø og legges opp i ranker som vendes med jevne mellomrom for å sikre lufttilgang. Det kan være utfordrende å sikre en

tilstrekkelig luftforsyning i gjødsla og dermed unngå perioder med mangel på oksygen. Ved rankekompostering kan det bli store utslipp av metan og lystgass (Bernal m.fl. 2017, Pardo m.fl., 2015) samtidig som det er stort massetap og nedbryting av karbonforbindelser i komposteringsprosessen. Hyppig snuing av komposten og god lufttilgang fører til reduserte utslipp av CH₄ og N₂O, men samtidig øker utslippene av NH₃ (Pardo m.fl., 2015). Pardo m.fl. (2015) fant at i gjennomsnitt ble 12% av N (Stdavik 15%) tapt som NH₃-gass fra fast husdyrgjødsel. Fordi både porøsitet og temperatur øker NH₃-fordamping vil tapene øke fra en kompost med høy temperatur. Pardo m.fl. (2015) fant at kompostering økte utslipp med 50-100% sammenlignet med lagring av fast materiale uten kompostering. Skilt lagring av husdyrgjødsel med påfølgende kompostering av den faste delen vil derfor ikke føre til reduserte utslipp av NH₃-N, om det ikke gjøres spesielle tiltak for å redusere NH₃-utslipp.

Mulig effekt av tiltak for reduserte utslipp av ammoniakk fra skilt lagret storfe gjødsel

Urin: Dekke av landkum og forsuring av urin (se kapittel om forsuring av bløt gjødsel) vil redusere NH₃-utslipp under lagring. Stripespredning og injeksjon vil gi lavere tap under spredning enn breispredning. Fortynning med vann og spredning i kaldt vær vil også redusere tap. Det samme vil jord med god infiltrasjon.

Fast gjødsel: Kompakt gjødsel og tett dekke vil redusere utslipp av NH₃ fra fast storfe gjødsel, men det kan samtidig føre til mer NH₃ og CH₄. Det meste av NH₃-fordamping skjer ved oppstart av kompostering. Regulering av C/N-forholdet og forsuring av gjødsla ved oppstart kan derfor redusere NH₃-utslipp (Bernal m.fl., 2017). Oppsamling av kompostlufta og rensing i «acid scrubbers» vil effektivt minimere NH₃-utslipp (Dumont, 2018). Biofilter er også brukt til NH₃-reduksjon, men her kan en risikere danning av N₂O i biofilteret (Dumont, 2018).

Forskningsbehov for reduserte utslipp

Det trengs mer forskning for å øke kunnskap om hvordan ulik behandling av fast husdyrgjødsel faktisk påvirker utslipp av NH₃, CH₄ og N₂O, og hva som kan gjøres for å redusere disse tapene.

Referanser

- Dumont, É., 2018. Impact of the treatment of NH₃ emissions from pig farms on greenhouse gas emissions. Quantitative assessment from the literature data. N. Biotechnol. 46, 31–37. <https://doi.org/10.1016/j.nbt.2018.06.001>
- Lockyer, D.R., Whitehead, D.C., 1990. Volatilization of ammonia from cattle urine applied to grassland. Soil Biol. Biochem. 22, 1137–1142. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(90\)90040-7](https://doi.org/10.1016/0038-0717(90)90040-7)
- Misselbrook, T.H., Brookman, S.K.E., Smith, K.A., Cumby, T., Williams, A.G., Mccrory, D.F., 2005. Atmospheric Pollutants and Trace Gases Crusting of Stored Dairy Slurry to Abate Ammonia Emissions: Pilot-Scale Studies. J. Environ. Qual. 34, 411–419. <https://doi.org/10.2134/jeq2005.0411dup>
- Pardo, G., Moral, R., Aguilera, E., del Prado, A., 2015. Gaseous emissions from management of solid waste: A systematic review. Glob. Chang. Biol. 21, 1313–1327. <https://doi.org/10.1111/gcb.12806>

Rodhe, L., Salomon, E., Johansson, S., 1997. Spreading of cattle urine to leys: Techniques, ammonia emissions and crop yields, in: Jarvis, S.C., Pain, B.F. (Eds.), Gaseous Nitrogen Emissions from Grasslands. CAB International, pp. 109–114.

Sorteberg, A. 1965, Forelesninger i gjødsellære del 2. ÅS-NLH, 66 sider

Whitehead, D.C., Raistrick, N., 1993. The volatilization of ammonia from cattle urine applied to soils as influenced by soil properties. Plant Soil 148, 43–51. <https://doi.org/10.1007/BF02185383>

Norsk institutt for bioøkonomi (NIBIO) ble opprettet 1. juli 2015 som en fusjon av Bioforsk, Norsk institutt for landbruksøkonomisk forskning (NILF) og Norsk institutt for skog og landskap.

Bioøkonomi baserer seg på utnyttelse og forvaltning av biologiske ressurser fra jord og hav, fremfor en fossil økonomi som er basert på kull, olje og gass. NIBIO skal være nasjonalt ledende for utvikling av kunnskap om bioøkonomi.

Gjennom forskning og kunnskapsproduksjon skal instituttet bidra til matsikkerhet, bærekraftig ressursforvaltning, innovasjon og verdiskaping innenfor verdikjedene for mat, skog og andre biobaserte næringer. Instituttet skal levere forskning, forvaltningsstøtte og kunnskap til anvendelse i nasjonal beredskap, forvaltning, næringsliv og samfunnet for øvrig.

NIBIO er eid av Landbruks- og matdepartementet som et forvaltningsorgan med særskilte fullmakter og eget styre. Hovedkontoret er på Ås. Instituttet har flere regionale enheter og et avdelingskontor i Oslo.